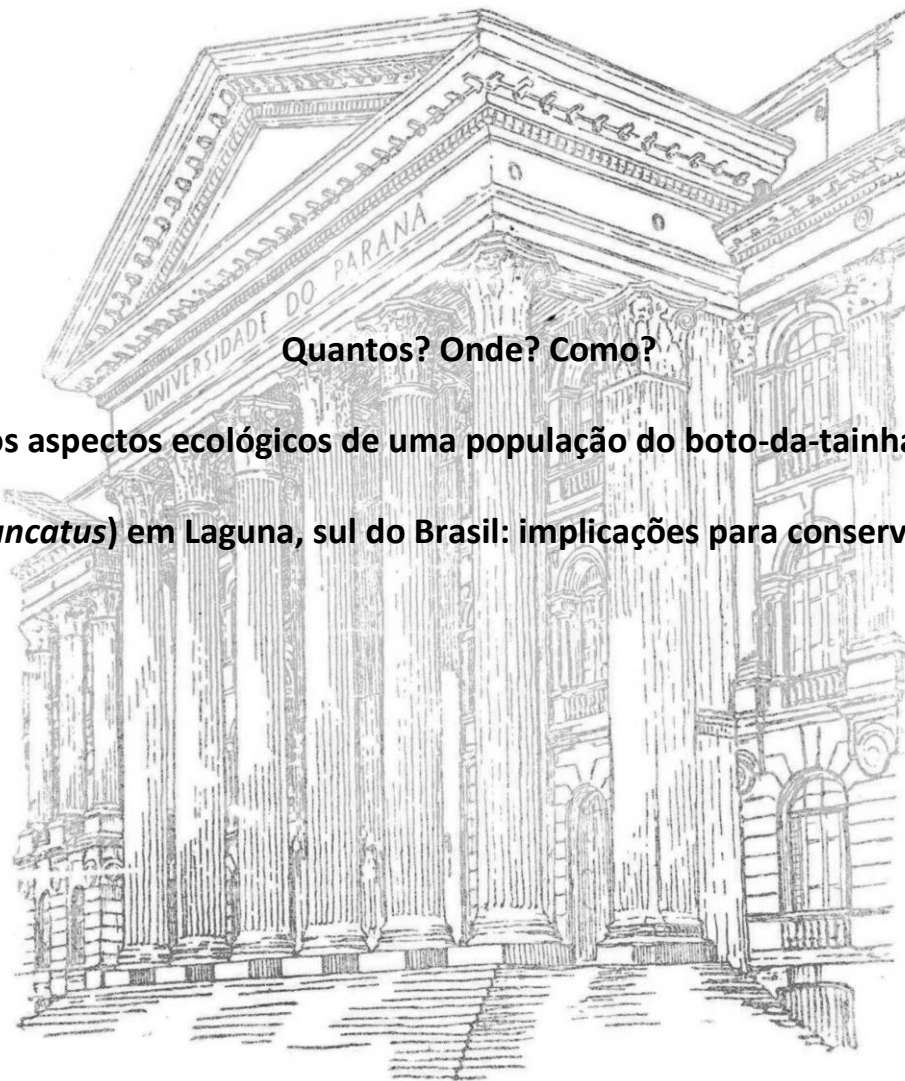


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FÁBIO GONÇALVES DAURA-JORGE

Quantos? Onde? Como?

Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação



CURITIBA

2011

FÁBIO GONÇALVES DAURA-JORGE

Quantos? Onde? Como?

Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia.

Orientador: Paulo César de Azevedo Simões-Lopes

CURITIBA

2011

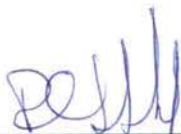
## Termo de aprovação

Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para a conservação

Por

**Fábio Gonçalves Daura Jorge**

Tese aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



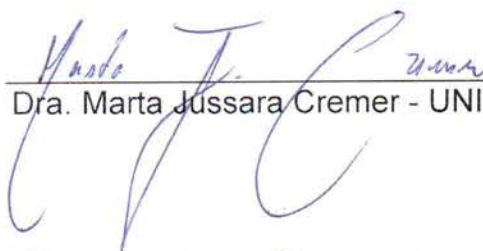
Dr. Paulo César de Azevedo Simões-Lopes - UFSC  
Presidente e Orientador



Dr. Eduardo Resende Secchi - FURG



Dr. Emygdio Leite de Araujo Monteiro-Filho - UFPR



Dra. Marta Jussara Cremer - UNIVILLE



Dra. Liliane Ferreira Lodi - FAMATH

Curitiba, 23 de fevereiro de 2011.

*Para*

*O amigo oculto que me faz sonhar  
que ainda vamos dar certo...*

*A Ká, pela inspiração...*



## SUMÁRIO

<b>Agradecimentos</b>	vi
<b>Resumo</b>	ix
<b>Lista de Figuras</b>	xi
<b>Lista de Tabelas</b>	xvii
<b>Capítulo 1.</b> Introdução geral	21
<b>Capítulo 2.</b> Abundância e sobrevivência do boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) em Laguna, sul do Brasil: o efeito da estratégia de pesca cooperativa com pescadores artesanais.	56
<b>Capítulo 3.</b> Padrões espaciais do boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) em Laguna, sul do Brasil, e suas relações com hábitat.	95
<b>Capítulo 4.</b> A estrutura social do boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) poderia ser moldada pela pesca cooperativa entre botos e pescadores em Laguna, sul do Brasil?	131
<b>Capítulo 5.</b> Lesões epidérmicas similares à Lobomycose no boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) de Laguna, sul do Brasil: monitoramento de um caso em progressão.	173
<b>Capítulo 6.</b> Captura-recaptura vs. transecções lineares para estimar abundância: o caso do boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) em Laguna, sul do Brasil.	195
<b>Capítulo 7.</b> Abordagens preditivas orientando a conservação do boto-da-tainha ( <i>Tursiops truncatus</i> ) em Laguna, sul do Brasil.	221
<b>Capítulo 8.</b> Conclusões e considerações finais.	242
<b>Referências bibliográficas do prefácio</b>	250
<b>Anexos</b>	262

## AGRADECIMENTOS

Há quatro anos, quando comecei este trabalho, eu não tinha muita idéia do que me esperava. O conhecimento da área era limitado, e dos métodos menor ainda. Mas logo na primeira saída de campo um evento atípico foi uma bela e assustadora “boas vindas”: duas baleias franca adentraram o canal da barra de Laguna, e por mais de quatro horas implantaram o caos na área. Durante este período uma delas passou por baixo do meu modesto barco de pesquisa, ancorado próximo a margem enquanto eu ansiosamente tentava registrar fotos daquela confusão. Por muito pouco, com a combinação entre o forte vento, a maré e o contato do imenso dorso com meu pequeno casco de 5 metros, não vou para água, levando todo o equipamento do projeto e suas possibilidades de continuação. Uma mistura de encantamento e medo. Isto o que senti no momento. Encantamento pelo que tinha acabado de ver, medo por ter quase perdido a chance de começar. Depois daquele primeiro dia, os passos seguintes foram mais tranquilos e calmos. O encantamento ficou, mas o medo foi embora. Durante três anos, poucos percalços, muitas descobertas e muita fluidez tomaram conta do projeto. E ao longo deste caminho, pessoas incríveis se somaram aos já muitos amigos e companheiros de jornada que continuamente me davam (e me dão) suporte, motivação e incentivo. Mesmo aqueles que não entendiam o que eu estava fazendo, não se encabulavam a estender a mão. Uma missão difícil listar todos aqui para expressar a real gratidão que sinto. Estenderia significativamente o número de páginas, que já não é pouco. Assim, vou citar alguns, aqueles mais próximos, sem incluir nomes, para que cada um possa se auto-reconhecer. Para os muitos outros, mais distantes, porém não menos importantes, deixo no ar um muito obrigado que eu levarei comigo para sempre.

Assim, agradeço ...

... à minha parceira de jornada, minha amiga, minha amada; por sempre me motivar a ser uma pessoa melhor, por me ensinar, por comigo aprender, por comigo compartilhar, e comigo sonhar...

... à minha família, incluindo minha querida mãe e meus queridos irmãos, seus companheiros e meus lindos sobrinhos; por serem minha base, minha estrutura, meu passado, por serem meu caráter, minha educação, minha bondade, por serem um pouco de todas as minhas virtudes...

... à minha nova (*já nem tão nova assim*) e linda família, que me recebeu como *seus*; pelo imenso carinho, apoio e incentivo, pela confiança plena e amizade...

... ao meu orientador, um grande amigo; por me instigar a curiosidade, por colocar meus pés no chão, por mostrar que a pergunta as vezes é mais interessante que a resposta, pelas oportunidades, pelo exemplo...

... aos meus amigos, um grupo seletivo, escolhido a dedo (*vocês sabem quem são*); por me instigar e motivar, por me animar, por me criticar, por me elogiar, por me querer bem, por me fazer os querer bem...

... aos meus apoiadores em Laguna; por me receberem de braços abertos, e por facilitarem cada dia do trabalho...

... aos meus apoiadores logísticos e financeiros (*citados em cada capítulo*); por viabilizarem o projeto...

... aos meus supervisores no exterior (*citados em cada capítulo*); por possibilitarem uma incrível experiência profissional e pessoal, e pela amizade que ficou...

... aos meus colegas de LAMAQ; pela constante troca, estímulo, suporte, e pela amizade que vai além do trabalho do dia-a-dia...

... aos membros da Banca; pela disponibilidade em ceder tempo e esforço em contribuir com o trabalho e com minha formação...

Enfim, a todos aqueles que ajudaram mesmo com coisas pequenas, como arrumar o motor do barco ou conseguir um artigo do século passado (*rsrsrs*); a todos os pescadores que me repassavam informações privilegiadas e extra-oficiais (*rsrsrs*); a todos os colegas que auxiliaram nas saídas de campo; a todos os botos que facilitaram o trabalho (*rsrsrs*); ao pessoal do Iate Clube, do Instituto Boto Flipper, da Polícia Ambiental... enfim... todos... todos que cruzaram meu caminho nestes últimos quatro anos de uma aventura inesquecível.

OBRIGADO!

*A knowledge of the existence of something we cannot penetrate, of the manifestations of the profoundest reason and the most radiant beauty - it is this knowledge and this emotion that constitute the truly religious attitude; in this sense, and in this alone, I am a deeply religious man.*

**(Albert Einstein)**

## RESUMO

O boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, de Laguna, habita uma área exposta a múltiplos impactos promovidos por atividades humanas. Pouco se sabe sobre a saúde e viabilidade desta população e de sua estratégia singular de forrageio em cooperação com pescador artesanal promovida por alguns botos. Assim, esta Tese busca oferecer informações prioritárias para uma avaliação do *status* desta população e suas peculiaridades. Uma abundância total entre 50 e 60 indivíduos foi estimada, sendo que de 25 a 27 indivíduos cooperam com o pescador. A sobrevivência anual de adultos foi de 0,92, levemente menor do que a estimada para dados da década de 90. Para filhotes, estimou-se uma sobrevivência de 0,82. A probabilidade de emigração temporária foi de apenas 0,031, confirmando a alta taxa de residência na área de estudo. Foi estimada uma pequena área de vida e uma área de concentração próxima a pontos de cooperação com pescador. A probabilidade de detecção foi de fato maior nos pontos próximos a áreas de cooperação, já a probabilidade de uso foi maior quanto mais próximo a pontos de conexão entre lagoas, rio e mar. Botos que cooperam com pescador apresentam áreas de uso menores. Ocorre maior sobreposição espacial entre os botos que cooperam e entre os botos que não cooperam do que entre estas duas classes de comportamento. A estrutura social combina uma dinâmica fissão-fusão com uma rede social densa e fracamente conectada. Foi identificada uma estrutura modular claramente relacionada com a pesca cooperativa, sendo que botos que cooperam com o pescador encontram-se mais fortemente associados entre si. Processos de transmissão de informações podem ou estar formando estes módulos, ou serem facilitados por esta estrutura. A partir de dados complementares, a prevalência e progressão de lesões epidérmicas semelhantes à lobomicose foram relatadas, sugerindo que a doença seja endêmica na área. Uma análise de efetividade de métodos para estimar abundância foi apresentada, comparando captura-recaptura e transecções lineares para o caso da

população de botos de Laguna. Nota-se que captura-recaptura foi claramente mais efetivo, menos custoso e mais preciso para a aplicação em um monitoramento de longo prazo. Por fim, uma análise de risco comparou cenários hipotéticos com fins a orientar ações futuras de conservação. Como resultado, fica o alerta para a necessidade da aplicação imediata de ações que minimizem um impacto de alta magnitude, como o emalhamento acidental em redes de pesca. As preocupações seriam ainda maiores, quando o foco é a conservação da pesca cooperativa, promovida por menos da metade da já pequena população de botos de Laguna.

Palavras-chave: Parâmetros populacionais, padrões espaciais, estrutura social, doenças de pele, monitoramento, cenários de conservação, boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, Laguna.

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

---

- Figura 1: Relato da interação entre botos e pescadores para a costa da África. Foto retirada no Museu de História Natural de Londres (outubro de 2010). Tradução do texto feita pelo autor: *Estes pescadores do oeste da África apresentam um meio original de pescar. Eles lançam suas redes e batem na água com suas varas. Aparentemente em resposta, aparecem os botos que empurram os peixes contra as redes, tanto botos como pescadores podem comer...* 37
- Figura 2: Registros da pesca cooperativa entre botos e pescadores em Laguna, sul do Brasil. Nota-se nas duas fotos acima pescadores aguardando o momento exato do lance da tarrafa. Na foto a esquerda embaixo, pescador lançando a tarrafa. Na foto a direita embaixo nota-se a alta captura de tainhas e a comoção da comunidade local (fotos do autor). 41
- Figura 3: Indivíduo com rede de pesca enrolada ao corpo (esquerda) e lesões epidérmicas semelhantes à Lobomicose (direita). 43
- Figura 4. Área de estudo representada pelo complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, adjacente a cidade de Laguna, sul do Brasil. Linha pontilhada representa a rota pré-definida percorrida durante um esforço amostral. 46
- Figura 5: Rotas percorridas durante o esforço amostral na área de estudo. Algumas áreas de vazio amostral dentro das lagoas correspondem a bancos de areia não navegáveis. 51
- Figura 6: Proporção de pesca cooperativa por indivíduo e identificação da linha de corte entre indivíduos classificados como cooperativos e não cooperativos. 53

## Capítulo 2

---

Figura 1: Localização das Lagoas de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, no Sul do Brasil. Linha pontilhada representa a rota pré-definida percorrida em uma ocasião de captura. 63

Figura 2: Variação da probabilidade de captura ( $p$ ) ao longo do tempo (entre períodos primários) e sob o efeito grupo (cooperação e não cooperação com o pescador). Cada período representa uma estação do ano: primavera (P), verão (V), outono (O), inverno (I), com início na primavera de 2007. Quadrado pontilhado indica reversão no padrão da probabilidade de captura entre grupos. Barras verticais apresentam o erro padrão. 77

Figura 3: Relação entre a taxa de variação populacional, tempo de detecção, e três diferentes coeficientes de variação. As curvas em cinza representam um esforço bianual, enquanto as curvas em preto representam um esforço anual. O erro do tipo I e II foram definidos *a priori* como 0,5 e o modelo foi do tipo exponencial. Em destaque (linha vertical cinza), a taxa de variação anual de 5%. 79

## Capítulo 3

---

Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim no sul do Brasil. Linha pontilhada representa a rota de amostragem pré-definida ao longo da área de estudo. 101

Figura 2: *Track-line* (GPS) e quadrantes (unidades) utilizados na análise de dados. Ponto A representa áreas de conexão (*Dconexão*); ponto B representa área de ligação com o mar (*Dmar*); ponto C representa locais de pesca cooperativa (*Dcoop*); \* representa quadrantes definidos como áreas de canal. 106

Figura 3: Porcentagem de indivíduos (% ind) por taxa de encontro e residência.



Quadrados pontilhados acusam as taxas mais frequentes.	109
Figura 4: Distribuição espacial (esquerda) pela nuvem de pontos de todos os indivíduos, área de uso (direita) por Kernel 95% (cinza claro) e área de concentração por Kernel 50% (cinza escuro).	110
Figura 5: Variação sazonal da área de uso representada pelo método de Kernel 95% (cinza claro) e área de concentração por Kernel 50% (cinza escuro). Primavera (P); Verão (V); Outono (O); Inverno (I).	111
Figura 6: Probabilidade de ocupação pela distância de pontos de conexão ( <i>Dconexão</i> ) mais próxima (a), probabilidade de detecção pela distância do ponto de cooperação ( <i>Dcoop</i> ) (b), e probabilidade de detecção pela distância do ponto de cooperação por estação (c-f).	114
Figura 7: Taxa de encontro por quadrante pela distância do mar ( <i>Dmar</i> ) nas marés vazante (a) e enchente (b).	115
Figura 8: Área de uso e concentração de indivíduos que cooperam e que não cooperam com o pescador artesanal. Pontos pretos representam áreas de pesca cooperativa. Kernel 50% dos que cooperam (preto); Kernel 50% dos que não cooperam (cinza escuro); Kernel 95% dos que cooperam (cinza médio); Kernel 95% dos que não cooperam (cinza claro).	116
Figura 9: Ordenação da análise de MDS ( <i>Multidimensional Scaling</i> ) realizada a partir da matriz de similaridade construída com base no índice de sobreposição de área. Cada letra correspondente a um indivíduo: botos que cooperam com o pescador artesanal (C) e que não cooperam com o pescador artesanal (N).	117

## Capítulo 4

---

Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim no sul do Brasil. Linha pontilhada indica a rota pré-definida percorrida por dia de campo ao longo da área de estudo. 138

Figura 2: *Lagged Association Rate* (LAR) para todos os indivíduos em relação ao tempo (a), dentro (b) e entre classes (c) de botos cooperativos e não-cooperativos. A LAR foi comparada, em todos os casos com a taxa nula de associação. Considerando todos os indivíduos, a curva do modelo mais parcimonioso foi ajustada sob a LAR ( $g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$ ). As barras representam o erro padrão estimado por *jackknifing*. 150

Figura 3: Rede social de botos-da-tainha em Laguna caracterizada por três módulos aparentemente relacionados com a estratégia de cooperar com pescador artesanal. O módulo (1) (representados por nós brancos) é composto exclusivamente por botos que praticam a pesca cooperativa (círculos). Enquanto o módulo (2) (nós cinzas) e módulo (3) (nós pretos) são formados por botos que não realizam esta estratégia de forrageio (quadrados) (com exceção do indivíduo L20#). 152

Figura 4: Métricas de rede - *strength* (a); *clustering coefficient* (b); e *shortest path length* (c) – calculadas com base no HWI para cada classe e entre classes. As barras representam o intervalo de confiança de 95% de uma distribuição aleatória gerada pelos modelos nulos. Quadrados indicam os valores observados (quando fora do intervalo de confiança, o valor observado é diferente do esperado). Para *strength* e *clustering coefficient*, a análise entre classes mede a diferença entre elas. 154

## Capítulo 5

---

Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos - Imaruí - Mirim no sul do Brasil. 178

Figura 2: (A, B) Progresso de LLD na fêmea adulta (L19#), e (C) emergência das primeiras lesões no filhote L25# durante o período amostral de 14 meses. Aparecimento dos nódulos brancos que precedem a erupção da lesão em L19# (flechas em A e B). Lesões brancas apareceram após 437 dias no filhote L25# (flecha em C). (A) 8 de novembro de 2007; (B, C) 8 de janeiro de 2009. 183

Figura 3: Comparação entre a área de concentração (Kernel 50%) estimada para toda a população (todos IDs; cinza escuro) e somente para o par LLD (L19# e L25#; cinza claro). 184

Figura 4: Aumento da lesão em relação ao tamanho da dorsal do indivíduo L19# (fêmea adulta) ao longo do intervalo amostral de 14 meses. 185

Figura 5: (A) Proporção (P, %) da lesão em relação à nadadeira dorsal do indivíduo L19# (fêmea adulta) ao longo do período amostral, e (B) taxa de crescimento da lesão expressa como área da lesão em relação à dorsal por unidade de tempo (número de dias entre fotos). 186

## Capítulo 6

---

Figura 1: Complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim, área amostrada e linhas de transecção (linhas contínuas). A área amostrada está em destaque dentro do quadrado pontilhado e a linha pontilhada mostra divisão em estratos (1) e (2). 200

Figura 2: Histograma de distância dos grupos observados (agrupadas por intervalo) em relação a linha de transecção, com a função de detecção (linha sólida em cinza) do modelo mais parcimonioso (meia-normal sem termos de ajuste). 207

## Capítulo 7

---

Figura 1: Tamanho populacional (a) e probabilidade de extinção (b) ao longo dos 100 anos de projeção para a população total. Cenário base (1) – condição real da população como um todo; cenário manejo (2) – efeito da estratégia de manejo prévio; cenário tardio (3) – efeito da estratégia de manejo aplicada após um esforço de monitoramento. Em (a), destaca-se o tempo necessário (8 anos) para identificar uma tendência negativa significativa e o tamanho da população no momento da detecção (36 indivíduos). Pontilhado vertical em 60 e 100 apresenta os pontos utilizados para comparação ao longo do texto.

233

Figura 2: Tamanho populacional (a) e probabilidade de extinção (b) ao longo dos 100 anos de projeção para a unidade de pesca cooperativa (porção de botos de interação com pescadores artesanais). Cenário base (4) – sob o efeito da estrutura social; Cenário manejo (5) – efeito da estratégia de manejo prévio; Cenário tardio (3) – efeito da estratégia de manejo aplicada após um esforço de monitoramento. Em (a), destaca-se o tempo necessário (8 anos) para identificar uma tendência negativa significativa e o tamanho da população no momento da detecção (18 indivíduos). Pontilhado vertical em 60 e 100 apresenta os pontos utilizados para comparação ao longo do texto. Barras representam o desvio padrão.

234

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 2

---

Tabela 1: Sumário da seleção de modelos Cormack-Jolly-Seber para os parâmetros sobrevivência ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ) de indivíduos adultos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo QAICc (*Quasi-likelihood Akaike Information Criteria*). QAICc *Weights* indica o quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações: (.) constante; (t) tempo-dependente; (g) efeito grupo; (g\*t) efeito grupo e tempo-dependente. 73

Tabela 2: Parâmetros estimados pelos modelos Cormack-Jolly-Seber para indivíduos adultos marcados, para filhotes e para os dados de Simões-Lopes e Fabian (1999). São apresentados: probabilidade de sobrevivência entre períodos ( $\phi$ ) e anual ( $\phi^4$ ); probabilidade de captura entre períodos ( $p$ ). 74

Tabela 3: Sumário da seleção de modelos do Desenho Robusto para os parâmetros sobrevivência ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ) de indivíduos adultos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo AICc (*Akaike Information Criteria*). AICc *Weights* indica o quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações: (.) constante; (t) tempo-dependente; (g) efeito grupo; (g\*t) efeito grupo e tempo-dependente; (p=c) sem efeito de recaptura; ( $y''=y'=0$ ) sem emigração; ( $y''=y'$ ) emigração ao acaso; ( $y''y'$ ) emigração de *Markovian*. 76

Tabela 4: Abundância estimada pelos modelos DR para cada grupo. Dados

apresentados: abundância estimada por grupo ( $\hat{N}_1$  - botos que cooperam;  $\hat{N}_2$  - botos que não cooperam); soma das abundâncias por grupo ( $\hat{N}_{(1+2)}$ ); CVs corrigidos (CV ( $\hat{N}_{(1+2)}$ )); estimativas de theta ( $\theta$ ); abundância total corrigida pela proporção de indivíduos marcados ( $\hat{N}_{Total}$ ); CVs ajustados pelo Método Delta (CV ( $\hat{N}_{Total}$ )); intervalos de confiança ( $\hat{N}_{Total}^L$  e  $\hat{N}_{Total}^U$ ); períodos: primavera (P); verão (V); outono (O); inverno (I).

78

### Capítulo 3

---

Tabela 1: Seleção de modelos examinando os fatores (covariáveis) que afetam a probabilidade de ocorrência e detecção do boto-da-tainha em Laguna. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo AIC (*Akaike Information Criteria*). AIC *Weights* indica quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações e covariáveis: (.) constante; (t) estação-dependente; (*Dconexão*) distância do ponto de conexão mais próximo; (*Dmargem*) distância da margem; (*Dmar*) distância da boca da barra; (*Dcoop*) distância de pontos de cooperação; (*Área*) área do quadrante; (*Canal*) habitats definidos como canais.

113

### Capítulo 4

---

Tabela 1: HWI médio e máximo para todos os indivíduos, entre classes (considerando apenas as associações com botos de classe diferentes), dentro de classes (considerando apenas as associações com botos de mesma classe), apenas para botos cooperativos (todas as associações de botos que cooperam) e apenas para botos não-cooperativos (considerando apenas as associações dos botos que não cooperam). Erro

padrão (EP) estimado por *Bootstrapping*.

146

Tabela 2: Modelos exponenciais ajustados a LAR considerando todos os indivíduos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo QAICc, sendo que o modelo 1 (mais parcimonioso) incluiu os seguintes componentes: dissociação rápida (DR), companhias constantes (CC) e encontros casuais (EC). A taxa de associação entre indivíduos ( $g$ ) é dada pela função de intervalo de tempo ( $d$ ) e é definida pelos seguintes parâmetros: proporção de companhias constantes ( $P_{cc}$ ), e encontros casuais ( $P_{cas}$ ) para um intervalo de tempo particular ( $\tau_{cas}$ ) e a proporção de associações duradouras ( $P_{perm}$ ) para um período de tempo maior ( $\tau_{perm}$ ).  $NPar$  indica o número de parâmetros estimados e  $\Delta QAICc$  a diferença entre o QAIC de cada modelo em relação ao modelo mais parcimonioso.

148

Tabela 3: Modelos mais parcimoniosos de estabilidade temporal, segundo QAICc, considerando todos os indivíduos, apenas associações entre botos que cooperam, apenas associações entre botos que não cooperam, e entre botos cooperativos e não-cooperativos. Os seguintes parâmetros foram estimados: proporção de companhias constantes ( $P_{cc}$ ), e proporção de encontros casuais ( $P_{cas}$ ) para um intervalo de tempo particular ( $\tau_{cas}$ ). O erro padrão de cada parâmetro foi estimado por *jackknife*.

149

## Capítulo 6

---

Tabela 1: Abundância ( $N$ ), coeficiente de variação ( $CV$ ), intervalo de confiança (95%), custo em dólar americano (U\$) e efetividade ( $E$ ) por abordagem metodológica.

207

Tabela 2: Parâmetros da análise de poder para cada método. Poder: probabilidade de detectar um declínio de 5% ao ano em um monitoramento de cinco anos. Tempo: esforço em anos necessário para detectar um declínio de 5% com 95% de poder.

Razão de custo: comparação entre o custo financeiro de cada abordagem para chegar ao objetivo de detectar um declínio de 5% na população com 95% de certeza. Redução na detecção: redução da população original no momento da detecção da tendência. 208

## Capítulo 7

---

Tabela 1: Sumário dos parâmetros de *Tursiops truncatus* observados (Obs) em outros estudos e extrapolados (Ext) para a análise de PVA. 227

Tabela 2: Sumário dos valores incluídos no VORTEX para cada diferente cenário (modelo): cenário 1 – caso base; cenário 2 – caso manejo; cenário 3 – caso manejo tardio; cenário 4 – caso efeito social; cenário 5 – caso manejo combinado com social; cenário 6 – caso manejo tardio combinado com social. 230

Tabela 3: PVA para diferentes cenários: 1 – caso base; 2 – manejo prévio; 3 – manejo tardio; 4 – efeito social; 5 – manejo prévio combinado com efeito social; 6 – manejo tardio combinado com efeito social. Legenda: taxa de crescimento determinístico ( $r_{det}$ ), taxa de crescimento estocástico ( $r_{stoc}$ ), risco de extinção em 60 anos (E-risk – 60) e 100 anos (E-risk – 100), média do tamanho populacional da população sobrevivente em 60 ( $N(SD) - 60$ ) e 100 anos ( $N(SD) - 100$ ). Unidade 1 - botos que cooperam com pescadores artesanais. Unidade 2 - botos que não cooperam com pescadores artesanais. 232



## INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1. *Tursiops truncatus*: uma breve revisão.

O boto-da-tainha *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Família Delphinidae) é considerado uma espécie cosmopolita e globalmente abundante de pequeno cetáceo, ocorrendo tanto em águas tropicais como temperadas, onde podem ser observados utilizando uma ampla variedade de habitats como baías, lagoas, estuários e desembocaduras de rios (WELLS; SCOTT, 1999; CONNOR et al., 2000). Esta flexibilidade ecológica motivou numerosos estudos com a espécie, sendo uma das mais conhecidas cientificamente e ocasionalmente um modelo para o entendimento de diversas questões ecológicas de outros pequenos cetáceos. Apesar da vasta literatura existente, a combinação de incertezas taxonômicas, ampla variação geográfica e ausência de informações sobre muitas populações dificultam uma clara identificação do *status* de conservação da espécie. Segundo a lista de espécies ameaçadas da IUCN (2010), *Tursiops truncatus* é classificada como de Menor Preocupação (*Least Concern*), já que as ameaças existentes não seriam suficientes para resultar em um declínio da população global no momento. No entanto, muitas populações isoladas estão expostas a impactos significativos promovidos por atividades humanas (WELLS; SCOTT, 1999). Considerando ainda a questão taxonômica, é possível que as ameaças atuais estejam atuando sobre subpopulações, subespécies ou mesmo espécies a serem reconhecidas (e.g. REEVES et al., 2003).

Embora muitos estudos com *Tursiops truncatus* tenham sido realizados em cativeiro (e.g. McBRIDE; HEBB, 1948; TAVOLGA, 1966), a partir da década de 1980 também surgiram contribuições significativas sobre diversos aspectos ecológicos de populações em ambiente natural. Entre algumas questões extensamente discutidas em referências clássicas, destacam-se aspectos sobre padrões comportamentais (e.g. WELLS et al., 1987; SHANE, 1990; CONNOR et al.,

2000), repertório acústico (e.g. AU, 1993; JANIK, 2000) e história de vida (WELLS; SCOTT, 1990; 1999). Por exemplo, o tempo de vida da espécie foi estimado em 45 a 50 anos (WELLS; SCOTT, 1999); alianças estáveis entre machos e laços entre mães e filhotes durante os primeiros anos de vida (3-8 anos) foram descritas e analisadas (CONNOR et al., 2000; GIBSON; MANN, 2008a); complexos comportamentos cooperativos e estratégias de forrageio foram identificados (SHANE, 1990); interações intra-específicas com múltiplas facetas foram observadas (SIMÕES-LOPES et al., 1998; WEDEKIN et al., 2004); e, entre outros, uma sociedade do tipo fissão-fusão e padrões de associação ocasionalmente estáveis entre indivíduos foram descritos (WELLS et al., 1987; CONNOR et al., 2000; LOUSSEAU et al., 2008). Este conjunto de informações sobre *Tursiops truncatus* indica um alto grau de sofisticação cognitiva para a espécie (MARINO et al., 2007) e corrobora a plasticidade da mesma em termos ecológicos.

A adaptabilidade comportamental é claramente observada na riqueza de estruturas populacionais, que podem variar de populações costeiras residentes (e.g. WELLS et al., 1987; WILLIAMS et al., 1993; WILSON et al., 1997; SIMÕES-LOPES, FABIAN 1999; BEARZI et al., 2008; FRUET et al., 2010) a populações transeuntes e/ou oceânicas (e.g. DEFRAN et al., 1999; FORCADA et al., 2004; SILVA et al., 2009; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010). Em geral, pequenas populações com menos de 200 indivíduos e alto grau de residência são observadas em habitats costeiros localizados (WELLS et al., 1987; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999; WILSON et al., 1999; FRUET et al., 2010). Mas grandes populações, ou um conjunto de subpopulações, podem ser observadas ao longo de uma ampla faixa de costa. Geralmente estas populações ou subpopulações, caracterizam-se por utilizar grandes áreas de vida (*home range*) ou por promover extensos deslocamentos ao longo da costa (e.g. SILVA et al., 2009; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010). Populações com hábitos oceânicos também não são raras e são observadas formando

grandes grupos. No entanto, estas populações oceânicas são menos estudadas por questões práticas, persistindo uma lacuna de informações sobre as mesmas (LEATHERWOOD et al., 1988).

Muitos dos estudos realizados em ambiente natural se beneficiaram da utilização de técnicas de reconhecimento individual por meio de foto-identificação (WÜRSIG; WÜRSIG, 1979; WÜRSIG; JEFFERSON, 1990; THOMPSON; HAMMOND, 1992). A captura de indivíduos para aplicação de marcas artificiais deu lugar ao registro fotográfico da nadadeira dorsal e diferenciação de indivíduos por marcas naturais (ou adquiridas) de longa duração. A combinação desta técnica com múltiplas abordagens, dependendo do objetivo do estudo, permite: a aplicação de métodos de captura-recaptura para estimar parâmetros demográficos (e.g. WILSON et al., 1999); o emprego de análises espaciais para descrever padrões de uso do espaço em nível individual como *home range*, áreas de concentração (*core area*) e movimentos em escala regional (e.g. WÜRSIG; HARRIS, 1990; WILSON et al., 1997); e, entre outros, a descrição de padrões de associação entre indivíduos de forma a contribuir para o entendimento de padrões sociais (e.g. WELLS et al., 1987). Estas múltiplas possibilidades oferecidas pelo reconhecimento individual ainda são pouco relevantes diante da riqueza de informações que um monitoramento de longo prazo pode gerar quando o foco é o indivíduo em seu hábitat natural. A história de vida pode ser contada pela descrição de numerosos aspectos ecológicos. Alguns dos estudos citados acima se beneficiaram desta fonte de informação, como as descrições de comportamentos inter-individuais relacionados ao sexo ou condições reprodutivas (CONNOR; SMOLKER, 1985; CONNOR et al., 2000) e a descrição de ciclos respiratórios relacionados a padrões comportamentais (SHANE, 1990; BALLANCE, 1990).

A estimativa de parâmetros demográficos é uma informação chave para questões de conservação. Inicialmente, as estimativas destes parâmetros se limitaram às populações costeiras, com monitoramentos de longo prazo, sendo o foco principal o parâmetro abundância.

Mais recentemente, surgiram estimativas de abundância para várias populações em diversas localidades e de outros parâmetros relevantes como, por exemplo, a sobrevivência. Como dito, em geral populações costeiras de *Tursiops* apresentam pequeno tamanho populacional. Em Sarasota (Flórida, EUA), Wells e Scott (1990) estimaram uma população de 100 indivíduos. Em Doubtful Sound (Nova Zelândia), Williams et al. (1993) estimaram 58, ao passo que Haase e Schneider (2001) estimaram 65 indivíduos e, mais recentemente, Currey et al. (2007) estimaram 54. Em Moray Firth (Escócia), Wilson et al. (1999) estimaram 129 indivíduos. No estuário de Shannon (Irlanda), Ingram (2000) estimou 113 indivíduos. Em Kvarnerić (Croácia), Fortuna (2006) estimou entre 103 e 165 indivíduos. Já no estuário de Sado (Portugal), Gaspar (2003) estimou apenas 30 botos. Para o sul do Brasil, Simões-Lopes e Fabian (1999) estimaram previamente uma população de 51 indivíduos em Laguna (SC). Um pouco mais ao sul, na Lagoa dos Patos (RS), Fruet (2008) apresenta estimativas de 87 a 89 indivíduos na área, um valor aproximado ao estimado por Dalla Rosa (1999), aproximadamente uma década antes. Estimativas de populações oceânicas ou associadas a ilhas também sugerem populações não muito grandes em alguns casos. No Atol de Turneffe (Belize), Campbell et al. (2002) estimaram 82 indivíduos. Em Drowned Cayes (Belize), Kerr et al. (2005) estimaram 122 indivíduos. Nas Ilhas de Maui e Lana (Havaí), Baird et al. (2001) estimaram 134 indivíduos. No Arquipélago dos Açores, Silva et al. (2009) apresentaram estimativas que variaram de 202 a 334 indivíduos. Na costa oceânica do Uruguai, Laporta (2009) estimou uma população de 50 indivíduos.

Alguns estudos realizaram estimativas regionais de abundância, que consideram grandes áreas e conseqüentemente tratam de um conjunto de subpopulações. Nesta linha, Read et al. (2003) estimaram uma abundância de *T. truncatus* na Carolina do Norte (EUA) de 1.033 indivíduos. Para o noroeste do Mediterrâneo, Forcada et al. (2004) estimaram uma abundância de 7.654 indivíduos. Reisinger e Karczmarski (2010), referente a uma população de *Tursiops*

*aduncus* na região da Baía da Algoa (África do Sul), estimaram uma grande abundância de 28.482 indivíduos, que devem se distribuir ao longo da costa da África do Sul. De forma geral, nota-se que estudos locais, com foco em populações com padrão de residência bem definidos ou geograficamente fechadas para o período do esforço, acusam a ocorrência de pequenas populações, ou sub-populações ao longo de uma distribuição regional (e.g. WELLS; SCOTT, 1990; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999; WILSON et al., 1999; CURREY et al., 2007; FRUET, 2008). Populações associadas a ilhas, ou demográfica e geograficamente abertas, com padrão de residência não tão claro (e.g. BAIRD et al., 2001; SILVA et al., 2009), tendem a apresentar estimativas um pouco maiores pela frequente entrada e saída de indivíduos provenientes de uma *superpopulação* (*sensu* SCHWARZ; ARNASON, 1996) regional (e.g. READ et al., 2003; FORCADA et al., 2004; SILVA et al., 2009; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010).

Apesar de o enfoque principal ser geralmente a estimativa de abundância, informações sobre outros parâmetros como sobrevivência e recrutamento são essenciais para o entendimento da dinâmica populacional. O número de estudos, independente da espécie-alvo, com estas abordagens é infinitamente menor que o número de estudos que estimam o tamanho da população. Em relação à *Tursiops truncatus*, taxas de sobrevivência foram estimadas para indivíduos em cativeiro, com estimativas anuais de 0,94 para adultos e 0,66 para filhotes (SMALL; DEMASTER, 1995). Para estes, bem mais baixas do que o observado em ambiente natural. Em Sarasota (Florida, EUA), Wells e Scott (1990) estimaram para a população local uma probabilidade de sobrevivência média de 0,96 para adultos e 0,81 para filhotes. Com base em dados de tabela de vida derivada de encalhes na região de Indian River (Flórida, EUA), Stolen e Barlow (2003) estimaram uma sobrevivência anual de 0,90, provavelmente uma subestimativa pela natureza do dado. Fortuna (2006) estimou uma probabilidade de sobrevivência de apenas 0,82 para indivíduos adultos da população de Kvarneric (Croácia). Em Doubtful Sound (Nova

Zelândia), Currey et al. (2008) estimaram uma sobrevivência de 0,93 para adultos e observaram um declínio significativo na probabilidade de sobrevivência de filhotes ao longo do estudo, de 0,87 para apenas 0,37. No estuário do Sado (Portugal), Gaspar (2003) estimou uma sobrevivência de adultos entre 0,95 e 0,99. Para a população de Moray Firth (Escócia), Corkrey et al. (2008) estimaram uma probabilidade média de sobrevivência de 0,92. Por fim, Silva et al. (2009) estimaram para a população do Arquipélago dos Açores uma sobrevivência de 0,97. Em geral, as estimativas de sobrevivência são altas, sendo a variação observada entre os estudos um reflexo de peculiaridades ecológicas de cada população, do nível de exposição a ações humanas, que podem interferir na probabilidade de sobrevivência, ou por diferenças metodológicas de cada estudo. Também é comum uma estimativa de sobrevivência menor para filhotes (e.g. CURREY et al., 2008), sendo este o padrão típico para mamíferos (CAUGHLEY, 1977).

Informações sobre taxa de nascimento também estão presentes na literatura. O tempo de gestação para a espécie é estimado em 12 meses (SCHROEDER, 1990) e o período de amamentação em aproximadamente 19 meses (PERRIN; REILLY, 1984), podendo durar até o dobro em alguns casos (WELLS et al., 1987). O intervalo entre gestações deve ser o tempo de gestação e amamentação, somados a um período de descanso de cinco meses (considerando que não ocorreu perda de filhote), totalizando aproximadamente três anos e variando entre dois e cinco anos (COCKCROFT; ROSS, 1990; MANN et al., 2000; HAASE; SCHNEIDER, 2001). Fêmeas começam a reproduzir a partir dos sete anos (WELLS et al., 1987). Alguns estudos têm sugerido uma sutil sazonalidade reprodutiva para a espécie, apesar dos nascimentos ocorrerem o ano todo. Um pico de nascimento bimodal, durante o início da primavera e final do verão foi observado por Urian et al. (1996) para a população de *Tursiops truncatus* em Indian River (Flórida, EUA). Padrão semelhante foi observado por Fruet (2008) para a população da Lagoa dos Patos, no sul do Brasil. Urian et al. (1996) também observaram um pico reprodutivo no final da

primavera para a população de Sarasota (Flórida, EUA). Haase e Schneider (2001) comentam que nascimentos não ocorrem ao longo de todo o ano na população de Doubtful Sound (Nova Zelândia), sendo concentrados em um período de cinco meses. Estes autores ainda sugerem uma relação entre o aumento da latitude e a ocorrência de sazonalidade reprodutiva, de forma que um ciclo reprodutivo esteja em sincronia com a abundância de recursos e águas mais quentes durante o período mais crítico para os filhotes.

As estimativas de taxas reprodutivas sugerem uma variação entre populações, bem como dentro de uma mesma população durante o período de estudo. A variação entre populações deve estar relacionada a peculiaridades ecológicas, enquanto variações temporais dentro de uma mesma população são comuns para muitas espécies, e parecem ser um ciclo natural para muitos cetáceos, refletindo a maturidade reprodutiva de algumas fêmeas em uma mesma estação (HAASE; SCHNEIDER, 2001). Para a população de *Tursiops truncatus* em Sarasota (Flórida, EUA), Wells e Scott (1990) estimam uma taxa reprodutiva variando entre 1% e 10%. Wilson et al. (1999) estimaram uma taxa reprodutiva média para a população de Morey Firth (Escócia) de 6%. Haase e Schneider (2001) estimaram para a população de Doubtful Sound (Nova Zelândia) uma taxa de nascimentos variando entre 5,7 e 13%. Para a população da Lagoa dos Patos, sul do Brasil, Fruet (2008) estimou uma taxa reprodutiva anual média de 7%.

A maioria dos estudos que oferecem estimativas de parâmetros demográficos utiliza abordagens de captura-recaptura. Geralmente estes esforços oferecem naturalmente dados de probabilidade de captura. Recentemente, modelos populacionais têm permitido avaliar a influência de diversos fatores sobre esta probabilidade de captura e de que forma esta relação pode moldar a estimativa de parâmetros populacionais como sobrevivência e abundância de *Tursiops truncatus* (e.g. WILSON et al., 1999; CURREY et al., 2008; FRUET, 2008; SILVA et al., 2009; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010). Entre outras abordagens metodológicas

frequentemente aplicáveis em análises populacionais de *Tursiops truncatus*, vale destacar: a aplicação de uma análise de poder, posterior a utilização de modelos de população fechada que estimam a abundância e coeficientes de variação, com fins a verificar as chances de um plano de monitoramento identificar tendências populacionais (e.g. WILSON et al., 1999; FORTUNA, 2006; LUKOSCHEK; CHILVERS et al., 2008); a utilização de modelos de população aberta (Cormack-Jolly-Seber) para estimar probabilidade de sobrevivência (e.g. CURREY et al., 2008; SILVA et al., 2009); a aplicação de análises de risco, para projetar crescimento ou declínio populacional, e probabilidades de extinção (e.g. THOMPSON et al., 2000; GASPAR, 2003; FORTUNA, 2006; CURREY et al., 2008; FRUET, 2008); a utilização de uma combinação de modelos de população fechada e aberta (Desenho Robusto de Pollock) para estimar parâmetros diversos como abundância, probabilidade de captura, probabilidade de sobrevivência e probabilidade de emigração temporária (SILVA et al., 2009); e por fim, a utilização de novos modelos de população aberta que estimam, além de sobrevivência e abundância, a probabilidade de entrada e o tamanho de uma provável *superpopulação* (*sensu* SCHWARZ; ARNASON, 1996) (e.g. REISINGER; KARCZMARSKI, 2010).

Desta forma, a riqueza de possibilidades oferecida pela combinação de técnicas de reconhecimento individual e abordagens de captura-recaptura é evidente para os estudos com *Tursiops truncatus*. No entanto, a coleta deste tipo de dado geralmente apresenta significativos desafios logísticos (TAYLOR; GERRODETTE, 1993). Uma alternativa para acessar ao menos estimativas de abundância é a utilização do método de transecções lineares (cf. BUCKLAND et al., 2001), útil principalmente em estudos de grandes áreas ou para espécies de difícil reconhecimento individual. Vantagens e desvantagens de cada abordagem devem ser consideradas, tendo como pano de fundo, peculiaridades locais referentes à população e o habitat estudado. Entre alguns exemplos de estimativas geradas por transecções lineares para



populações de *Tursiops*, destacam-se: o esforço de Lukoschek e Chilvers (2008) para uma população de *Tursiops aduncus* em Moreton Bay (Austrália) - estes autores também utilizam captura-recaptura, comparando ambas as técnicas; e o esforço de Forcada et al. (2004) realizado para as populações do Mediterrâneo. O uso de transecções lineares limita o estudo às estimativas de abundância e densidade, mas em algumas vezes, quando grandes áreas devem ser amostradas e a população alvo encontra-se dispersa nesta, é a alternativa mais viável e que contribui com informações relevantes sobre padrões espaciais. No entanto, para ambientes costeiros, a efetividade desta abordagem merece ser previamente comparada a um esforço de captura-recaptura, que geralmente, quando aplicável, oferece estimativas mais precisas, além de outros parâmetros relevantes.

A descrição de padrões espaciais, além de essencial para conservação, é uma informação complementar valiosa para o entendimento da dinâmica populacional, bem como da organização social, de aspectos comportamentais e da história de vida. Entre os estudos disponíveis sobre *Tursiops truncatus*, aqueles que tratam de padrões espaciais são os que mais explicitamente acusam a plasticidade comportamental e ecológica da espécie. Em termos de distribuição, apesar de ampla, populações de *Tursiops truncatus* parecem ser subdivididas espacialmente, resultando em unidades demográficas ocasionalmente independentes (BAIRD et al., 2009). Estas subunidades geralmente estão expostas a condições ambientais e ameaças diferenciadas. Sob a ótica da conservação, é comum tratar cada subunidade como unidades de manejo ou estoques (*stocks*) populacionais. Para identificar um *stock* populacional, bem como seu *status* de conservação, numerosas informações ecológicas são necessárias, como distribuição, tamanho populacional, tendências, ameaças, genética e estrutura populacional (WELLS 1991; WADE; ANGLISS, 1997). Para a costa leste dos Estados Unidos, por exemplo, são

reconhecidos ao menos oito estoques populacionais de *Tursiops truncatus* (WARING et al., 2006).

Já sob o ponto de vista ecológico, estas subdivisões populacionais podem representar populações isoladas demograficamente ou subunidades de uma metapopulação com intercâmbio de indivíduos. Reconhecer o limite de cada unidade (ou subpopulação) e a identificação de uma metapopulação ainda é um processo desafiador. Algumas subunidades apresentam padrões de residência e fidelidade à área bem definidos. Isto foi observado, por exemplo, para a população de Doubtful Sound (Nova Zelândia) por Williams et al. (1993), para a população de Laguna (sul do Brasil) por Simões-Lopes e Fabian (1999), para uma população da Carolina do Norte (EUA) por Zolman (2002), para populações associadas a ilhas do Havaí por Baird et al. (2009) e para a população da Lagoa dos Patos (também sul do Brasil) por Fruet et al. 2011. Em outros casos, estas subunidades são compostas por indivíduos predominantemente transeuntes ou com áreas de vida geralmente maiores que os limites amostrados, como, por exemplo, o observado por Ballance (1992) para uma população no Golfo do México, por Defran et al. (1999) para uma população de São Diego (Califórnia, EUA), por Shane (2004) para uma população da Ilha de Sanibel (Flórida, EUA) e por Silva et al. (2008) para a população do Arquipélago dos Açores (Portugal).

A dificuldade em caracterizar uma subunidade populacional decorrente da sobreposição espacial entre indivíduos residentes e transeuntes, ou seja, em termos espaciais, levou a proposta do termo “comunidade geográfica” por Wells (1986). Uma “comunidade” seria a representação de indivíduos que não só dividem um mesmo espaço ocasionalmente, mas que interagem entre si. Ou seja, uma comunidade regional é composta por indivíduos de populações desconhecidas, mas que se relacionam espacial e/ou socialmente em um determinado período e área. Assim, o termo não define uma população e sim grupos de indivíduos, de uma mesma

unidade populacional ou não, que em algum momento compartilham áreas de forma associada (WELLS et al., 1987). Estas comunidades podem ser compostas por indivíduos residentes ou visitantes ocasionais, bem como por indivíduos que promovem longos deslocamentos entre unidades populacionais. Longos deslocamentos foram observados para indivíduos de populações oceânicas nas proximidades do Golfo do México (WELLS et al., 1999). Com base em dados genéticos, Quéroil et al. (2007) não observaram uma estrutura populacional bem definida no Arquipélago dos Açores (Portugal), sugerindo a ocorrência de intercâmbio entre ilhas e indivíduos pelágicos. Para populações costeiras, deslocamentos de até 300 km foram relatados para a costa da Argentina por Würsig (1978). Simões-Lopes e Fabian (1999) registraram um deslocamento de até 314km para a costa sul do Brasil. Mais recentemente, também para a costa do Brasil, Lodi et al. (2008) relataram deslocamentos de 100 km.

Apesar da ampla distribuição, a ocorrência de *Tursiops truncatus* (ao menos de populações costeiras e residentes) não parece uniforme, ocorrendo, como dito, uma clara “preferência” por ambientes próximos a desembocaduras de rios, estuários e lagoas (SHANE, 1990). Considerando que habitats são manchas de recursos, ou seja, funcionalmente descontínuos, uma distribuição heterogênea de uma espécie é um primeiro indício da influência do habitat nos padrões espaciais. Para *Tursiops truncatus* esta relação é bem documentada não só em termos de distribuição, mas também na forma de utilização do habitat em escala local. Neste sentido, muitos descritores espaciais já foram analisados para a espécie e o resultado geralmente apresenta uma forte relação entre o uso do espaço, estratégias de forrageio e disponibilidade de presa (ALLEN et al., 2001). Obviamente, fatores relacionados à estrutura do habitat acabam influenciando indiretamente este processo.

Alguns estudos focam na descrição de padrões espaciais (e.g. área de vida, área de concentração, deslocamentos), enquanto outros tentam explicar o processo de uso do espaço,

investigando a relação do hábitat com o descritor espacial. Para este último caso, a aplicação de modelos preditivos, como *Generalized Linear Models* (GLMs) e *Generalized Additive Models* (GAMs), facilitaram inferências sobre quais fatores do hábitat são determinantes para o padrão espacial (EMBLING, 2007). Um importante descritor, utilizado por alguns estudos com *Tursiops truncatus* (e.g. BALLANCE, 1992; WILSON et al., 1997; INGRAM; ROGAN, 2002), é baseado no conceito de área de vida (*home range* – *sensu* BURT, 1943). Como todo predador de topo de cadeia, é esperado que *Tursiops truncatus* apresente grandes áreas de vida. Aparentemente, existe uma correlação inversa entre o tamanho da área de vida e a produtividade do hábitat (SANDELL, 1989). Áreas de vida menores tendem a ocorrer em habitats produtivos, porém o tamanho populacional é uma variável relevante nesta relação. Ingram e Rogan (2002) estimaram uma área de vida de 47,7 km<sup>2</sup> para uma população da Irlanda, e Gubbins (2002) estimou 40,8 km<sup>2</sup> para uma população da Carolina do Sul (EUA). Ambos provavelmente tratando de populações residentes em um produtivo ambiente costeiro. Para uma população do Arquipélago dos Açores (Portugal), Silva et al. (2008) observaram áreas de vida consideravelmente maiores, de no mínimo 182 km<sup>2</sup>.

Entre alguns estudos que oferecem *insights* sobre o uso do hábitat e possíveis “preferências” por recurso (não só alimentar), Irvine et al. (1981), para a população de Sarasota (EUA), identificaram um padrão de preferência na utilização de áreas rasas. Wilson et al. (1997) e Ingram e Rogan (2002), para populações da Escócia e Irlanda, respectivamente, indicaram uma maior utilização em áreas de maior declividade e profundidade. A concentração em áreas de canal com alta circulação de água foi observada em muitos estudos (WÜRSIG, 1978; BALLANCE, 1992; SHANE, 1990; HARZEN, 1998; DI TULLIO, 2009). A utilização de modelos preditivos também acusa áreas de declividade, profundidade e alta circulação como críticas, especialmente para atividades de alimentação (GASPAR, 2003; HASTIE et al., 2004; FORTUNA, 2006; DI TULLIO,

2009). Já o efeito do ciclo de maré no padrão de uso de uma área, embora investigado, ainda não é bem claro, com divergências entre os estudos que o descrevem (IRVINE; WELLS, 1972; WÜRSIG; WÜRSIG, 1979; SHANE, 1980; 1990; GRUBER, 1981; HARZEN, 1998; 2001). Este conjunto de informações ratifica não só a plasticidade da espécie, como uma aparente variação de estratégias de uso do hábitat em cada população e/ou ambiente. Desta forma, um estudo detalhado de qualquer população deve considerar a descrição de padrões espaciais para o entendimento de questões outras relacionadas ao comportamento, à dinâmica da população e à vida em sociedade. Lusseau et al. (2006), por exemplo, sugerem que o uso do espaço geralmente interfere no grau de associação social entre indivíduos.

Definitivamente, a complexidade cognitiva de *Tursiops truncatus* – depois do homem, é a espécie com maior relação entre tamanho cerebral e tamanho corpóreo – fica explícita nos estudos que descrevem padrões de organização social da espécie. Informações originais sobre o comportamento social de *Tursiops* são provenientes dos esforços de pesquisa de longa duração promovidos com as populações de Sarasota (EUA; e.g. WELLS et al., 1987), de Shark Bay (Austrália; e.g. SMOLKER et al., 1992) e Moray Firth (Escócia; e.g. WILSON, 1995). Para a população de Shark Bay, Connor et al. (1992) descreveram alianças estáveis entre dois ou três machos que cooperam para “sequestrar” fêmeas. Estas alianças podem formar superalianças temporárias (uma segunda ordem de associação) que disputam fêmeas com outras alianças, ou superalianças (CONNOR et al., 1999; 2001; KRÜTZEN et al., 2003). Para os mesmos autores, alianças entre machos e fêmeas são mais efêmeras e estão relacionadas ao estado reprodutivo das fêmeas, sugerindo uma finalidade de acasalamento (CONNOR et al., 2001). Machos em aliança devem ter um maior acesso a fêmeas, porém machos que não se associam também conseguem copular (KRÜTZEN et al., 2004). Embora a formação destas alianças entre machos não sejam guiadas por grau de parentesco, ocorrendo aparentemente de forma aleatória

(MÖLLER et al., 2001), machos com alianças de longa duração tendem a ser mais próximos geneticamente (PARSONS et al., 2003).

Entre as fêmeas, ocorre grande variabilidade nos padrões de associação (GIBSON; MANN, 2008b). Algumas tendem a formar grupos estáveis de fêmeas (CONNOR et al., 2000) enquanto outras se associam apenas fragilmente (MÖLLER et al., 2006), numa aparente relação de “tolerância social” (SCOTT et al., 2005). Os benefícios ecológicos das relações entre fêmeas ainda são desconhecidos, mas aparentemente dependem do estado reprodutivo das mesmas, sugerindo uma natureza social (evitar machos, cuidado e desenvolvimento de filhotes; GIBSON; MANN, 2008b). Fêmeas com filhote recém nascido tendem a formar grupos maiores e socializam mais intensamente (GIBSON; MANN, 2008a). Esta relação mãe e filhote é estável nos primeiros anos de vida (até 3 ou até 8 anos), no período de amamentação (MANN et al., 2000), embora com quatro meses um filhote já se separe da mãe temporariamente para se alimentar e socializar com outros indivíduos (MANN; SARGEANT, 2003; GIBSON; MANN, 2008b). Como para muitos mamíferos com longo tempo de dependência mãe-filhotes, este período é essencial para o desenvolvimento de relações sociais (MACKINNON, 2007). Grupos de filhotes, separados da mãe temporariamente, também são observados ocasionalmente. Gibson e Mann (2008a) observaram que filhotes machos tendem a se associar mais frequentemente com juvenis e machos adultos, enquanto fêmeas tendem a se comportar de forma semelhante às mães e evitam associações com machos.

A natureza destas associações apresenta um caráter extremamente dinâmico. Os numerosos estudos sobre diferentes populações de *Tursiops* sugerem claramente uma dinâmica social do tipo fissão-fusão (CONNOR et al., 2000). Nesta tática, indivíduos se associam em pequenos grupos, sendo que estes grupos alteram sua composição várias vezes ao longo do dia (CONNOR et al., 2000). Este sistema fluido, caracterizado por associações de curta duração é observado

para muitas populações desta espécie (BALLANCE, 1990; SHANE, 1990; WELLS, 1991; BEARZI et al., 1997; FELIX, 1997; CONNOR et al., 2000). Uma característica comum a estas populações é a provável ocorrência de “mistura” entre populações, já que são populações demograficamente abertas. Esta “mistura” inevitavelmente diminui a força das associações observadas. No entanto, um estudo recente da organização social da população de Doubtful Sound (Nova Zelândia) sugere um padrão divergente do geralmente observado. Lusseau et al. (2003) observaram associações muito mais estáveis entre indivíduos, embora ainda dentro de um sistema do tipo fissão-fusão. Os autores sugerem que esta dinâmica social singular possa estar relacionada com o isolamento desta população em relação a outras. Esta provável variação entre populações é mais um indício da plasticidade da espécie.

De fato, as relações entre indivíduos podem apresentar numerosas facetas. Em espécies gregárias, comportamentos individuais são muitas vezes moldados por “escolhas” ou “decisões” de um grupo ou de um indivíduo. Lusseau (2007) e Lusseau e Conradt (2009) descrevem que alguns indivíduos, por meio de comportamentos específicos, comandam a tomada de decisão do restante do grupo. Ou seja, um grupo muda seu padrão comportamental a partir de um “sinal”, ou comportamento, realizado por outro indivíduo. Analisando um comportamento singular na interação cooperativa entre pescadores artesanais e alguns indivíduos da população de *Tursiops* de Laguna, Simões-Lopes et al. (1998) descreveram a ocorrência de comportamentos estereotipados realizados pelos botos que “indicam” ao pescador o momento e local de realizar a captura da presa (lance da tarrafa) (ver detalhes adiante). A análise do desenvolvimento desta interação em Laguna sugere a ocorrência de processos de aprendizado social, com transmissão de informações – o como interagir com o pescador – possivelmente entre mães e filhotes. Este relato pode ser um importante indício de transmissão cultural em ambiente natural de sociedades não humanas (SIMÕES-LOPES, 1995; 2005). Mais recentemente, a ocorrência de

transmissão de informação vertical é sugerida por Krützen et al. (2005) para a população de *Tursiops aduncus* de Shark Bay (Austrália). Estes autores identificaram que a capacidade de utilizar esponjas como uma “ferramenta” ocorre em apenas uma linhagem de mesma descendência materna.

Além da interação interespecífica entre pescadores e *Tursiops* descrita por Simões-Lopes et al. (1998) para o sul do Brasil (nota-se que esta mesma pesca cooperativa também ocorre um pouco ao sul em Imbé/Tramandaí, porém com frequência e intensidade menores; SIMÕES-LOPES, 1995; SIMÕES-LOPES et al., 1998), outros relatos de cooperação entre botos e homens nos moldes de Laguna são escassos na literatura. Geralmente referem-se a relações oportunistas e comensalistas, sem a ritualização e o sincronismo documentados no caso de Laguna (e.g. CORKERON et al., 1990). Porém, um relato notável é descrito para a costa da Mauritânia, no oeste da África, onde pescadores nômades realizavam uma espécie de pesca de cerco da tainha e se beneficiavam da colaboração dos botos. Pelo relato, durante o cerco, pescadores batiam com varas na água enquanto os botos respondiam encurralando cardumes de tainhas e facilitando o cerco (Figura 1). Aparentemente, esta interação também apresentava benefícios mútuos (BUSNEL, 1973).



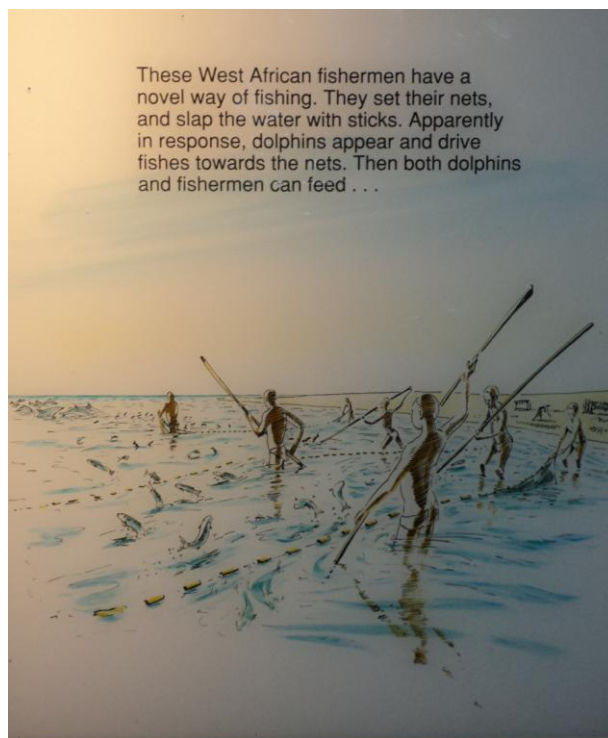


Figura 1: Relato da interação entre botos e pescadores para a costa da África. Foto no Museu de História Natural de Londres (outubro de 2010). Tradução do texto feita pelo autor: *Estes pescadores do oeste da África apresentam um meio original de pescar. Eles lançam suas redes e batem na água com suas varas. Aparentemente em resposta, aparecem os botos que empurram os peixes contra as redes, tanto botos como pescadores podem comer...*

*Tursiops truncatus* também é frequentemente observado em associação com outras espécies de cetáceos, como *Grampus griseus* (WELLS; SCOTT, 1999), *Stenella frontalis* (HERZING; JONHSON, 1997), *Sotalia guianensis* (WEDEKIN et al., 2004), *Megaptera novaeangliae* (WELLS; SCOTT, 1999) e *Eubalaena australis* (WÜRSIG; WÜRSIG, 1979). A natureza destas interações nem sempre são claras, podendo ser interpretadas, por exemplo, como comportamento sexual, como foi observado por Herzing e Jonhson (1997) para uma interação com *Stenella frontalis*, ou competição, como foi sugerido por Ross e Wilson (1996) para a interação com *Phocoena phocoena* e por Corkeron (1990) para *Souza chinensis*. Wedekin et al. (2004) descreveram uma

interação agressiva entre alguns indivíduos de *Tursiops truncatus* e um juvenil de *Sotalia guianensis* no sul do Brasil. Os autores consideraram a hipótese de, no contexto da interação, *Sotalia* representar um objeto seguro para brincadeiras e treinamento. De fato, infanticídio, brincadeira e treinamento têm sido propostos como motivadores de comportamentos agressivos para cetáceos (BAIRD, 1998; PATTERSON et al., 1998). A capacidade de interagir com outras espécies em diferentes formas deve estar relacionada com, ou mesmo colabora para, o desenvolvimento das variabilidades comportamentais de *Tursiops truncatus*.

A ampla distribuição geográfica e as muitas subunidades populacionais com suas variações fenotípicas ainda criam algumas incertezas taxonômicas para o gênero. Todas as populações eram reconhecidas como *Tursiops truncatus*, sendo o gênero *Tursiops* monoespecífico. No entanto, mais recentemente o gênero foi dividido em duas espécies: *Tursiops truncatus* e *Tursiops aduncus*, este último restrito ao Indo-Pacífico (WANG et al., 2000; MÖLLER; BEHEREGARAY, 2001). Mesmo com esta divisão, a controvérsia continua, sendo possível (e provável) o reconhecimento de novas espécies no futuro. Baseado em dados ecológicos e morfológicos, por exemplo, ao menos duas formas são aceitas para o Atlântico, a oceânica e a costeira (MEAD; POTTER, 1995). Análises de DNA nuclear e mitocondrial suportam a distinção entre estas duas formas (HOELZEL et al., 1998). Para a costa atlântica da América do Sul, Barreto (2000) sugere a ocorrência de duas formas em uma variação latitudinal, propondo a denominação da subespécie *Tursiops truncatus gephyreus* para a forma mais ao sul. Para o presente estudo, considera-se a espécie *Tursiops truncatus*. No entanto, alguns exemplos e informações ecológicas são provenientes de estudos com populações de *Tursiops aduncus*. Provavelmente, muitas das informações obtidas para uma das espécies sirvam de *background* para o gênero. Em termos ecológicos, ambas as espécies não devem diferir mais do que já diferem as muitas populações em seus diferentes habitats.

## 1.2. O boto-da-tainha de Laguna

Além da beleza cênica da região, do interesse econômico e do marco histórico-cultural açoriano que representa no contexto nacional, os ambientes naturais que circundam a cidade de Laguna, sul do Brasil, são de extrema importância biológica. Esta relevância é bem documentada em um estudo realizado pelo Ministério do Meio Ambiente que define a região como área prioritária para conservação, dentro de um contexto de alta pressão antrópica (MMA, 2002). Em meio a importantes componentes biológicos, destaca-se a presença de uma população de *Tursiops truncatus* que pode ser avistada ao longo de todo o ano no local (SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999).

A ocorrência de *Tursiops truncatus* no sul do Brasil é bem documentada (e.g. SIMÕES-LOPES; XIMENEZ, 1993; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999; FRUET, 2008; WEDEKIN et al., 2008). Mas além do explícito valor ecológico, a população de *Tursiops* em Laguna apresenta algumas peculiaridades. A mais marcante é a referência à pesca cooperativa que alguns botos realizam em parceria com pescadores artesanais da região. Este evento singular chamou atenção da comunidade científica quando da sua descrição (PRYOR et al., 1990; SIMÕES-LOPES, 1991). Uma descrição detalhada foi apresentada por Simões-Lopes et al. (1998), que constataram a seguinte sequência de *displays* comportamentais: os botos arrebanham cardumes, principalmente de tainhas, em direção aos pescadores posicionados ao longo da costa que arremessam a tarrafa após uma sequência estereotipada de comportamentos dos botos (Figura 2). A quantidade e qualidade das espécies capturadas pelos pescadores artesanais quando interagindo com os botos é maior do que em pescarias solitárias. Os botos, além de beneficiarem os pescadores, possivelmente se beneficiam capturando os peixes “atordoados” pela desagregação do cardume ocasionada pelo impacto da tarrafa. Assim, além de extremamente ritualizada, a interação boto e pescador apresenta uma conotação cooperativa (SIMÕES-LOPES et al., 1998). Uma maior

intensidade de eventos cooperativos ocorre no outono (SIMÕES-LOPES et al., 1998), durante as migrações de tainhas na costa sul do Brasil (VIEIRA; SCALABRIN, 1991).

A singularidade deste comportamento, envolvendo populações tradicionais de pescadores artesanais e uma espécie carismática como o boto-da-tainha, atrai atualmente uma grande quantidade de observadores para acompanhar a interação (Figura 2; HOYT, 2001). Além disto, dada a afinidade emocional que a população humana local tem pela espécie, gerou-se envolvimento e motivação para a manutenção desta pesca (PETERSON et al., 2008). Estima-se que uma parcela considerável dos pescadores locais está envolvida com a pesca cooperativa com o boto. Assim, em função da grande relevância ecológica e sócio-econômica da interação e dos próprios botos, os mesmos foram reconhecidos como patrimônio da cidade de Laguna através da lei municipal N° 521, de 10 de novembro de 1997 (IBAMA, 2001).

Além da descrição do evento de pesca cooperativa, nas últimas décadas algumas informações relevantes foram oferecidas por estudos com a população de *Tursiops* de Laguna. No trabalho que descreve a interação, Simões-Lopes et al. (1998) mapeiam os principais pontos de ocorrência deste evento, que encontram-se adjacentes ao canal de ligação entre a Lagoa de Santo Antônio e o mar. Ainda descrevendo a interação, Simões-Lopes et al. (1998) observaram algumas manifestações agressivas intraespecíficas durante o comportamento de pesca cooperativa. Um marcante padrão de residência na área também foi descrito por Simões-Lopes e Fabian (1999). No mesmo trabalho, os autores estimaram a população local em 51 indivíduos e observaram deslocamentos regionais de aproximadamente 220km entre indivíduos da população de Laguna e da população de Tramandaí, ao sul. Como dito, em Tramandaí também é relatada a ocorrência de cooperação entre boto e pescador (SIMÕES-LOPES et al., 1998), porém com intensidade menor, menos pescadores e menos botos.



Figura 2: Registros da pesca cooperativa entre botos e pescadores em Laguna, sul do Brasil. Nota-se nas duas fotos acima pescadores aguardando o momento exato do lance da tarrafa. Na foto a esquerda embaixo, pescador lançando a tarrafa. Na foto a direita embaixo nota-se a captura de tainhas e a comoção da comunidade local (fotos do autor).

Em estudo recente, Peterson et al. (2008) dão continuidade aos esforços anteriores em Laguna e depreendem a pesca cooperativa sob a ótica dos pescadores artesanais. Entre outras informações relevantes, os autores destacam a organização da população local (diga-se pescadores envolvidos na interação) no desenvolvimento e manutenção da pesca cooperativa, bem como no manejo do recurso utilizado. Adicionalmente, ameaças e conflitos foram apontados, destacando-se uma provável descaracterização da pesca cooperativa entre os pescadores. Na descrição da interação, tanto no trabalho de Simões-Lopes et al. (1998) como de

Peterson et al. (2008), é dado destaque a forma como pescadores locais identificam e denominam indivíduos da população de *Tursiops*. Como nem todos os botos interagem cooperativamente, aqueles que pescam com o pescador são denominados de botos “bons”, enquanto aqueles que não interagem são denominados botos “ruins” ou “preguiçosos”. Pescadores locais, principalmente os mais experientes, também são aptos a reconhecer individualmente alguns botos, dando inclusive nomes populares aos mesmos. Muito em decorrência do evento de pesca cooperativa, que ocorre principalmente na época da tainha (*Mugil spp.*), *Tursiops truncatus* é popularmente conhecido em Laguna como boto-da-tainha. Por conveniência, o presente trabalho vai utilizar os termos botos cooperativos para os chamados botos “bons” e botos não-cooperativos para os chamados botos “preguiçosos”, bem como a denominação popular boto-da-tainha. Nota-se que o termo boto “preguiçoso” e/ou “ruim” utilizado pelos pescadores não significa uma relação negativa entre estes e alguns botos, mas sim apenas a ausência da interação nos moldes descritos acima.

### 1.3. Ameaças locais e conservação

Como para outras populações costeiras de *Tursiops truncatus* (cf. WELLS; SCOTT, 1999) a população residente em Laguna está exposta a impactos significativos promovidos por atividades humanas. Semelhante ao processo observado no restante da costa brasileira, o município de Laguna passa por marcantes mudanças sócio-econômicas que levam a significativas alterações ambientais. Embora a pesca ainda seja uma importante atividade regional, ocorre um incremento de setores como turismo, carcinicultura e comércio. Esta transformação é decorrente de um processo de ocupação muitas vezes desordenado, característico da zona costeira que, além de gerar conflitos sociais que levam à perda de identidade local, pode ameaçar a integridade dos recursos naturais. Adicionalmente, a região ainda é conhecida por

sofrer com a crônica poluição e alterações causadas pela geração de energia termelétrica através da queima e exploração do carvão em áreas adjacentes (ver DNER/IME, 2001).

Neste cenário, a população de boto-da-tainha local é ameaçada por uma série de vetores de impactos. A magnitude destes impactos é amplificada quando se considera o grau de residência ou fidelidade ao local e o tamanho aparentemente pequeno desta população. Estas características aumentam significativamente a vulnerabilidade de qualquer população a distúrbios locais de grande magnitude (SUTHERLAND et al., 2004). Entre as ameaças recorrentes para populações de *Tursiops* e que também devem ser consideradas para a população do boto-da-tainha de Laguna, destacam-se: o tráfego de embarcações (e.g. BEJDER et al., 2006; LUSSEAU, 2006); a captura em rede de pesca (e.g. BURDETT; MCFEE, 2004); as doenças por exposição a contaminantes (e.g. WILSON et al., 2000; FOSSI et al., 2008); e a perda de hábitat (e.g. WATSON-CAPPS; MANN, 2005). Uma avaliação da ocorrência e magnitude destes impactos sobre a população de boto-da-tainha de Laguna ainda se faz necessária, no entanto, relatos entre pescadores locais de casos de captura acidental, além de doenças de pele, são comuns na área (Figura 3; SIMÕES-LOPES et al., 1993; PETERSON et al., 2008; SIMÕES-LOPES; DAURA-JORGE, 2008; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2011).



Figura 3: Indivíduo com rede de pesca presa ao corpo (esquerda) e lesões epidérmicas semelhantes à Lobomicose (direita).

A combinação das características ecológicas atualmente conhecidas para a população de *Tursiops truncatus* de Laguna – entende-se o pequeno tamanho populacional, o alto grau de residência e a ocorrência do evento singular de pesca cooperativa com pescador artesanal – com a exposição a impactos locais, exige uma classificação regional do *status* de conservação desta população. De fato, muitas populações ameaçadas são desconsideradas como prioridades para ações de conservação da biodiversidade devido a uma classificação otimista em nível de espécie. Em resposta a este provável viés estratégico, recentemente a IUCN tem incentivado a avaliação do *status* de conservação de populações regionais (IUCN, 2003). Nesta linha, utilizando os critérios da IUCN, Currey et al. (2009) sugerem que a população de *Tursiops truncatus* residente em Fiordland (Nova Zelândia) encontra-se criticamente ameaçada. Uma avaliação de risco semelhante merece ser realizada para a população residente de *Tursiops* em Laguna, tendo em vista as peculiaridades biológicas e a realidade local. Para isto, um contínuo monitoramento de longo prazo faz-se necessário, com fins a um acompanhamento de parâmetros populacionais, identificação de tendências e análise de viabilidade populacional. Vislumbrar a aplicação de ações imediatas e mesmo anteriores a um monitoramento detalhado, recebem suporte no princípio da precaução, sendo recomendado especialmente para casos semelhantes ao da população de *Tursiops* de Laguna. Quando se trata de uma pequena população, a perda de indivíduos durante o período anterior a detecção de uma tendência, por exemplo, pode ser capital para a viabilidade populacional (THOMPSON et al., 2000).

#### 1.4. Área de estudo: O complexo Lagunar

A cidade de Laguna tem aproximadamente 49.000 habitantes (IBGE, 2005) e a principal atividade econômica é a pesca, que envolve até 4.000 pescadores entre artesanais e profissionais. Adjacente à cidade de Laguna (28°20'S e 48°50'O), o sistema costeiro formado por



três subunidades, as lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio, representa um dos maiores complexos lagunares do sul do Brasil, abrangendo uma área de aproximadamente 300 Km<sup>2</sup> (Figura 4). A porção norte e mais interna deste sistema é representada pela Lagoa Mirim que se caracteriza pela baixa circulação de água e pelas menores salinidades. Suas margens são pouco urbanizadas, mas se destacam pela presença de numerosas fazendas de arroz. A porção central, formada pela Lagoa de Imaruí, é o maior corpo d'água do complexo e se conecta com as outras duas lagoas ao norte e sudeste. Esta é a área de maior concentração de atividade como a carcinicultura. Já a porção sul, é representada pela Lagoa de Santo Antônio, que recebe as águas das outras duas lagoas e do Rio Tubarão, que passa adjacente às jazidas de carvão do sul do Estado de Santa Catarina, além de se conectar com o mar. É a área com maior urbanização, ao entorno da cidade de Laguna. Caracteriza-se por ser um ambiente bastante dinâmico, influenciado pelo aporte de água das outras duas lagoas, do mar e do rio.

Por ser um sistema de “passagem” entre o complexo lagunar e o mar, a Lagoa de Santo Antônio também recebe todas as fontes de contaminantes químicos e biológicos. Porém, sua suscetibilidade deve ser minimizada devido à maior circulação de água. Em geral, todo o complexo lagunar apresenta baixa profundidade (~2 metros), com exceção dos canais de conexão, com profundidade de até 10 metros (MEURER; NETTO, 2007). Quando não urbanizadas ou alteradas, as margens são compostas por áreas úmidas de banhados e marismas, ou por pequenas praias e costões rochosos. A temperatura média do ar na área varia de 13°C (inverno) a 27°C (verão). A hidrodinâmica local é fortemente influenciada pelos ventos predominantes (de SE e NE), pela maré e pela pluviosidade (MEURER; NETTO, 2007). Não existem estudos conclusivos que descrevam a qualidade do habitat local e sua hidrodinâmica.

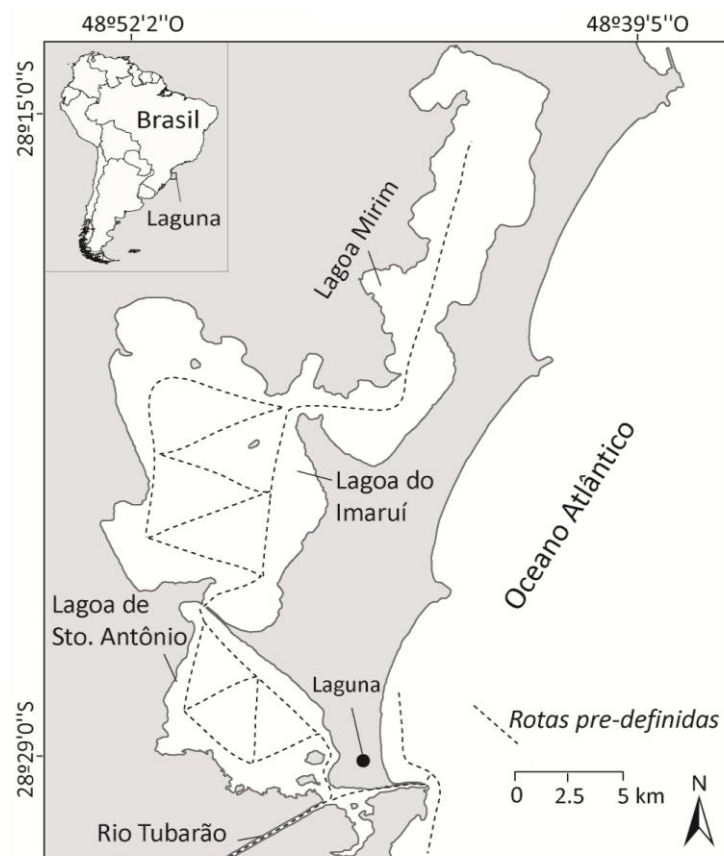


Figura 4. Área de estudo representada pelo complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, adjacente a cidade de Laguna, sul do Brasil. Linha pontilhada representa a rota pré-definida percorrida durante um esforço amostral.

### 1.5. Objetivo geral da tese

O presente estudo teve como objetivo geral apresentar informações sobre aspectos ecológicos diversos julgados prioritários para uma avaliação futura do *status* de conservação da população de *Tursiops truncatus* em Laguna, sul do Brasil, bem como para definição de estratégias de monitoramento e conservação. Entre estas informações, destacam-se: a estimativa de parâmetros populacionais, a descrição de padrões espaciais e a análise de padrões de organização social. Em consequência do esforço aplicado e do método utilizado, foram apresentadas informações complementares referentes à ocorrência de lesões epidérmicas em

alguns indivíduos da população. Também foram realizadas: uma comparação de abordagens metodológicas distintas para estimar abundância populacional e uma descrição de possíveis cenários preditivos com fins a alertar sobre a necessidade de medidas imediatas de conservação.

Para isto, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

#### 1.6. Objetivos específicos da tese com respectivas justificativas:

*Objetivo 1: Estimar parâmetros populacionais diversos, como abundância, sobrevivência e probabilidade de emigração temporária; avaliar o poder de detectar tendências populacionais com a manutenção do esforço aqui realizado; investigar a relação da pesca cooperativa com os parâmetros observados.*

*Justificativa para o objetivo 1: Abundância e sobrevivência são parâmetros básicos para avaliar a saúde de uma população (WILLIAMS et al., 2001). Existe apenas uma estimativa de abundância pontual, para a década de 90 (SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999), para a população de Tursiops de Laguna, sendo desconhecidos outros parâmetros populacionais.*

*Objetivo 2: Descrever padrões espaciais como área de vida e área de concentração; investigar relações com o hábitat; avaliar a relação da pesca cooperativa com os padrões observados.*

*Justificativa para o objetivo 2: Com o mapeamento do uso espacial e identificação de áreas críticas, pode-se definir estratégias específicas de zoneamento da área, bem como compreender padrões ecológicos correlatos (SUTHERLAND et al., 2004). Além dos dados preliminares oferecidos pelos estudos da década de 90 (SIMÕES-LOPES, 1995), pouco se conhece sobre o uso do espaço pela população de Tursiops de Laguna.*

*Objetivo 3: Descrever a estrutura social; investigar a arquitetura da rede social; avaliar a relação da pesca cooperativa com os padrões observados.*

Justificativa para o objetivo 3: *Entender padrões sociais permite uma melhor compreensão de múltiplas questões ecológicas de uma população (CHILVERS; CORKERON, 2001). A peculiaridade comportamental de cooperar com o pescador artesanal durante uma estratégia singular de forrageio, faz da investigação dos aspectos sociais desta população algo crítico para o entendimento do desenvolvimento da pesca cooperativa e de aspectos ecológicos diversos, como os padrões espaciais e a dinâmica populacional. Muito foi apresentado e discutido pelos trabalhos da década de 90 (SIMÕES-LOPES, 1995; SIMÕES-LOPES et al., 1998), porém muito ainda tem a ser explorado.*

Objetivo 4: *Descrever casos de lesões epidérmicas semelhantes à Lobomycose; avaliar prevalência; e mensurar a taxa de progressão de uma lesão.*

Justificativa para o objetivo 4: *A Lobomycose foi previamente diagnosticada na área (SIMÕES-LOPES et al., 1993), porém pouco se sabe sobre o real status da doença nesta população. De forma oportunista buscamos documentar casos de lesões epidérmicas semelhantes à Lobomycose e a evolução destas em alguns indivíduos. Este tipo de informação complementar pode ser essencial para um diagnóstico adequado da saúde desta população e de seu hábitat. (este objetivo já foi publicado na Diseases of Aquatic Organisms; ANEXO 2).*

Objetivo 5: *Comparar técnicas de estimativa de abundância, avaliando-as em termos de precisão, custo e efetividade para a detecção de tendências em um monitoramento futuro.*

Justificativa para o objetivo 5: *Estimativa do tamanho populacional é um parâmetros chave para fins de conservação. No entanto, para cetáceos em geral, estimativas imprecisas reduzem o poder de identificar tendências ou aumentam os custos de um monitoramento (HAMMOND, 1987; TAYLOR; GERRODETTE, 1993). Como o presente estudo trata-se do primeiro passo para um monitoramento de longo prazo, identificar o melhor caminho em termos de custo-benefício foi uma etapa essencial para o planejamento. Os resultados*

*alcançados também podem ser úteis para outros estudos com condições semelhantes, e exemplificam a importância de estudos pilotos.*

Objetivo 6: *Projetar cenários hipotéticos considerando o efeito de uma única ação de manejo e a peculiaridade local da interação cooperativa com pescador artesanal.*

Justificativa para o objetivo 6: *A projeção e comparação de cenários hipotéticos é extremamente orientador para tomadas de decisão ou mesmo apenas para um melhor entendimento das condições reais (CONROY; CARROLL, 2009). A utilização desta abordagem nesta etapa do trabalho foi a melhor forma que encontramos para alerta sobre a vulnerabilidade atual desta população de botos-da-tainha e da pesca cooperativa com pescadores. Como resultado, tem-se uma descrição do cenário local, que embora ainda inicial e simplificado, pode motivar algumas ações futuras, como a implementação imediata de uma estratégia de manejo que minimize a morte por emalhamento acidental, por exemplo.*

#### 1.7. Desenho amostral padrão, protocolos de campo e direcionamento dos dados

Para alcançar estes objetivos foram realizados dois anos de esforço sistemático de coleta de dados e quatro meses de um esforço piloto com fins ao treinamento prévio dos observadores e avaliação de efetividade do método proposto. Dentro do esforço sistemático, entre setembro de 2007 e setembro de 2009, uma rotina de 14 amostragens por estação foi conduzida, totalizando 112 dias de campo. As estações foram definidas como: verão (janeiro-março), outono (abril-junho), inverno (julho-setembro), primavera (outubro-dezembro). Para estas amostragens, foi utilizada uma pequena embarcação (5 metros com motor de 15 hp) que percorria rotas circulares ou em *zig-zag*, alternadamente, cobrindo a área interna ao complexo lagunar de forma homogênea (Figuras 4 e 5). Hora de início e sentido das rotas variaram de acordo com condições ambientais. Adicionalmente, em uma expedição por mês, uma segunda embarcação

(10 metros com motor 30hp) foi utilizada para percorrer a área externa adjacente ao Complexo Lagunar, seguindo uma rota paralela a costa (Figuras 4 e 5). Para o objetivo 5, ainda foram definidas transecções lineares paralelas, espalhadas transversalmente à distribuição de indivíduos previamente identificada (ver detalhes no Capítulo 5).

A técnica de foto-identificação (cf. WÜRSIG; WÜRSIG, 1977) é amplamente utilizada em estudos ecológicos com pequenos cetáceos. Para o presente estudo, protocolos tradicionais de reconhecimento individual por foto-identificação (cf. WÜRSIG; JEFFERSON, 1990; WILLIAMS et al., 1993) foram aplicados para os seguintes objetivos: estimar parâmetros populacionais por métodos de captura-recaptura (Capítulo 2); descrever padrões espaciais por indivíduo (Capítulo 3); analisar padrões sociais e relações entre indivíduos (Capítulo 4); e, adicionalmente, identificar e monitorar a ocorrência e desenvolvimento de casos de lesões epidérmicas (Capítulo 5). Em cada dia de campo, quando detectado um grupo de botos, eram conduzidas sessões de 20 minutos de foto-identificação. Este tempo foi definido com base em um esforço piloto, que indicou ser o suficiente para o registro da maioria dos indivíduos de um grupo. Para garantir que o maior número de botos fosse fotografado, eram realizadas no mínimo quatro fotos por sessão para cada indivíduo do grupo, de ambos os lados e evitando preferências individuais (tendências a fotografar mais um determinado boto) (cf. WÜRSIG; JEFFERSON, 1990; GORMLEY et al., 2005).

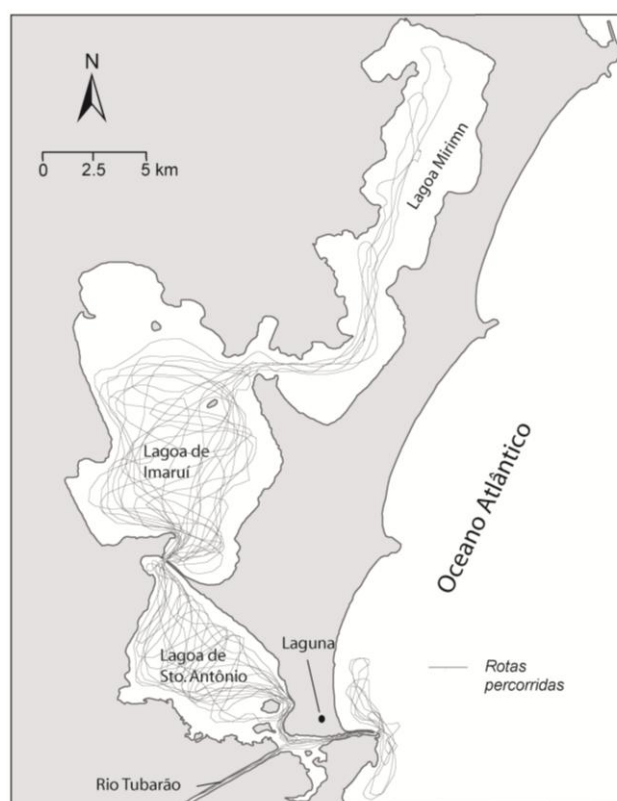


Figura 5: Rotas percorridas durante o esforço amostral na área de estudo. Algumas áreas de vazio amostral dentro das lagoas correspondem a bancos de areia não navegáveis.

Com fins a minimizar possíveis distúrbios provocados por práticas invasivas da embarcação de pesquisa, seguimos um protocolo proposto por Schneider (1999). Após o encontro de um grupo, a aproximação da embarcação era feita com velocidade constante e manobras previsíveis. Buscou-se manter uma distância de 50 metros do grupo e, sendo esta inferior, o motor era colocado em neutro ou velocidade mínima. Mudanças de rota superiores a 45° foram evitadas. Em casos de comportamentos repulsivos à embarcação, a distância de acompanhamento era aumentada. Na persistência destes comportamentos, o grupo era abandonado e não mais monitorado durante aquele dia. Isto ocorreu poucas vezes ao longo do estudo, com indivíduos variados e em momentos variados, sugerindo um comportamento natural e talvez independente da presença da embarcação de pesquisa.

O reconhecimento individual se deu por marcas adquiridas de longa duração na nadadeira dorsal como cortes, cicatrizes, deformidades ou doenças de pele (e.g. Würsig & Jefferson, 1990; Williams et al., 1993). Em alguns casos, indivíduos com marcas de curta duração foram considerados somente se estas marcas persistissem ao longo de uma estação e se uma nova marca aparecesse antes do desaparecimento da marca original. As fotos foram classificadas em três categorias de qualidade, sendo que apenas as de boa qualidade (quanto ao ângulo, luz e foco) foram utilizadas para identificação. Um catálogo de referência foi elaborado com a melhor foto de cada indivíduo, sendo utilizado para comparar e identificar novos indivíduos ou reconhecer indivíduos já fotografados.

Considerando a dinâmica de formação de grupos, a proximidade entre indivíduos e o ambiente extremamente fechado e com aparente alta densidade, definimos um grupo como indivíduos em um raio de 50 metros (adaptado de LUSSEAU et al., 2003). Um grupo era classificado como em associação ou não (considerando a associação entre indivíduos), de forma que grupos com indivíduos em associação seguissem o critério do raio de 50 metros e, adicionalmente, encontravam-se coesos e no mesmo estado comportamental (cf. LEHNER, 1996). Na dúvida sobre a classificação do grupo quanto a este critério, preferiu-se considerá-lo como grupo em não-associação (Capítulo 4).

Além de registrar o estado comportamental predominante de um grupo durante a sessão de foto-identificação, também era observado se o grupo encontrava-se em pesca cooperativa ou não com o pescador artesanal. A partir deste registro e do reconhecimento individual subsequente, para cada indivíduo foi possível calcular a proporção de registros em interação ou não. No final, a média dos registros em interação de todos os indivíduos foi calculada e aqueles que apresentaram valores acima desta média, foram classificados como indivíduos cooperativos. Aqueles com valores menores foram classificados como indivíduos não cooperativos (Figura 6).



Como comentado nos capítulos que se seguem, aparentemente os pescadores artesanais são aptos a distinguir corretamente entre botos que cooperam e não cooperam (SIMÕES-LOPES et al., 1998; PETERSON et al., 2008). Assim, a classificação final foi confirmada por entrevistas informais com pescadores, apresentando fotos de alguns indivíduos, principalmente daqueles com valores marginais a linha de corte.

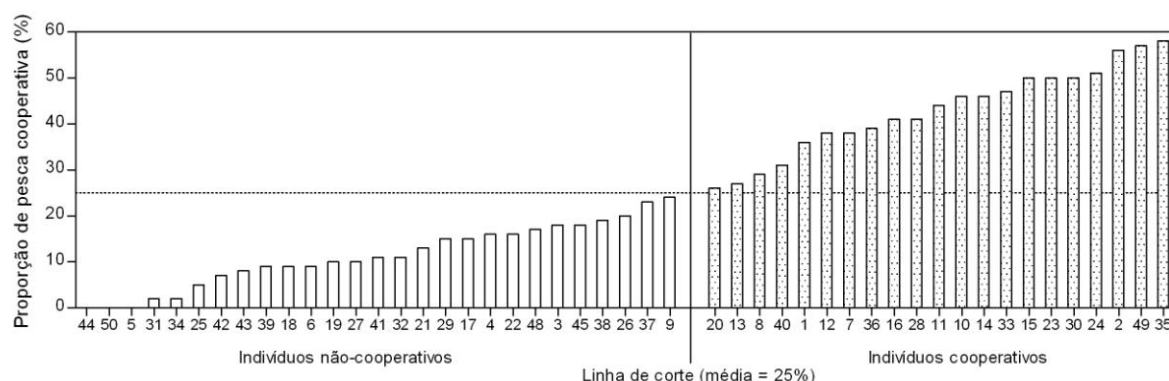


Figura 6: Proporção de pesca cooperativa por indivíduo e identificação da linha de corte entre indivíduos classificados como cooperativos e não cooperativos.

A distribuição espacial e temporal do esforço de campo foi planejada de forma a permitir as abordagens dos capítulos centrais da Tese (2, 3 e 4). Alguns filtros e ajustes foram necessários para garantir a validade dos dados. Embora 14 expedições por estação tenham sido realizadas, para o objetivo 1 (Capítulo 2), foram selecionadas apenas seis ocasiões (dias de campo) de cada estação considerando os seguintes critérios: área mínima percorrida (Lagoa de Santo Antônio dos Anjos – área com registro de todos os indivíduos ao menos uma vez, garantindo a probabilidade de captura dos mesmos), não ocorrendo em dias subsequentes (garantindo independência dos dados dando tempo suficiente para a população se “misturar”), condições climáticas satisfatórias (vento e luz) durante toda a saída (garantindo boa capturabilidade). Para o objetivo 2 (Capítulo 3), foram considerados os seguintes critérios para seleção: área de estudo

integralmente percorrida e condições climáticas satisfatórias durante toda a saída (vento e luz). Para o objetivo 3 (Capítulo 4), a única restrição foi a condição climática satisfatória, no entanto, selecionamos apenas um registro individual por dia, e grupos em associação e com todos os indivíduos identificados.

### 1.8. Organização da Tese

A partir deste desenho amostral e protocolos de campo os dados foram organizados e direcionados para cada objetivo proposto. Estes objetivos foram separados e apresentados como uma série de capítulos (com exceção do Capítulo 1 que representa o Prefácio, e o Capítulo 8 que representa as conclusões e considerações do autor). Cada capítulo é um manuscrito preparado para publicação ou já publicado (como o Capítulo 5). Assim, os mesmos devem ser analisados como documentos independentes, embora relacionados. Em alguns casos, onde o texto é coincidente entre capítulos (como partes dos métodos), preferiu-se repetir o mesmo para fluidez do documento. Alguns capítulos foram trabalhados em colaboração com outros pesquisadores, sendo que os mesmos são apresentados como co-autores. Para cada capítulo, cita-se a revista que o mesmo será submetido (ou que já foi publicado), sendo que, para padronizar a Tese, a formatação seguiu parcialmente as normas recomendadas das prováveis revistas de submissão (ou publicação).

Assim, a tese divide-se nos seguintes capítulos:

Capítulo 1: *Introdução geral, área de estudo, objetivos e desenho amostral.*

Capítulo 2: *Abundância e sobrevivência do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil: o efeito da estratégia de pesca cooperativa com pescadores artesanais.*

Capítulo 3: *Padrões espaciais do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil, e suas relações com hábitat.*

Capítulo 4: *A estrutura social do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) poderia ser moldada pela pesca cooperativa entre botos e pescadores em Laguna, sul do Brasil?*

Capítulo 5: *Lesões epidérmicas similares à Lobomycose no boto-da-tainha, Tursiops truncatus, de Laguna, sul do Brasil: monitoramento de um caso em progressão.*

Capítulo 6: *Captura-recaptura vs. transecções-lineares para estimar abundância: O caso do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil.*

Capítulo 7: *Abordagens preditivas orientando a conservação do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil.*

Capítulo 8: *Conclusões e considerações finais do autor.*

Embora ainda seja um esforço inicial e que deve ser continuado, esperamos que estes múltiplos resultados que se seguem sejam úteis para a conservação do boto-da-tainha de Laguna, de seu hábitat e da pesca cooperativa com o pescador artesanal local. O valor biológico desta população de botos é apenas parte deste imenso patrimônio natural e cultural, que reflete em aspectos sociais e econômicos de muitas famílias de pescadores da região. Para eles, também dedico parte deste esforço.

Boa leitura!

*(Ver literatura citada na página 250)*

## CAPÍTULO 2:

Abundância e sobrevivência do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: o efeito da estratégia de pesca cooperativa com pescadores artesanais

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,3\*</sup>, Simon N. Ingram<sup>2</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>2</sup>School of Marine Sciences and Engineering, University of Plymouth, PL4 8AA, Plymouth, Devon, UK.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.

\* Autor para correspondência: [daurajorge@gmail.com](mailto:daurajorge@gmail.com)

## Resumo

Com base em dados de foto identificação individual, modelos de captura-recaptura foram utilizados para estimar abundância e probabilidade de sobrevivência aparente de uma população residente do boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, em Laguna, sul do Brasil. Um subgrupo desta população é conhecido pelo comportamento cooperativo realizado em parceria com pescadores artesanais. Fortemente ritualizada e aparentemente de caráter mutualístico, esta interação ocorre principalmente durante a época da tainha (*Mugil spp.*), quando os botos cercam cardumes de presas contra uma barreira dinâmica de pescadores distribuída ao longo da margem. Além dos parâmetros abundância e sobrevivência, a probabilidade de emigração temporária também foi estimada. O efeito do tempo e do comportamento cooperativo com pescadores foi considerado durante a estimativa de todos os parâmetros. O banco de dados foi

composto por dois anos de esforço sistemático (de setembro de 2007 à setembro de 2009), sendo uma “estação” definida como período amostral primário. Pelos modelos do Desenho Robusto de Pollock (DR), a abundância total estimada por estação variou de 50 indivíduos no outono de 2009 (IC: 40-62) a 60 indivíduos (IC: 49-72) no inverno de 2008, similar ao estimado por um estudo anterior na década de 90 (51 indivíduos). A abundância total de botos que cooperam com pescadores variou de 25 (IC: 21-30) a 27 (IC: 25-30). Pelos modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS), a sobrevivência anual aparente de adultos foi 0,917 (IC: 0,876-0,961), levemente menor que a estimada para dados da década de 90 (0,941; IC: 0,888-0,998), mas significativamente maior que a estimada para filhotes após o primeiro período de captura (0,817; IC: 0,529-0,937). Embora os modelos do DR indiquem a ocorrência de emigração temporária, a probabilidade de apenas 0,031 (IC: 0,011-0,084), sugerindo uma população fechada e altamente residente. A probabilidade de captura variou entre estações e entre botos que cooperam e os que não cooperam. A alta precisão das estimativas aqui geradas oferece poder suficiente para detectar significativas variações populacionais em um intervalo de tempo satisfatório. Considerando a pequena abundância, alta residência e a significativa exposição a atividades humanas, um plano de monitoramento sistemático é essencial para conservar esta população de botos e sua peculiaridade comportamental de cooperar com o pescador.

Palavras-chave: parâmetros populacionais, modelos de captura-recaptura, emigração temporária, *Tursiops truncatus*, pesca cooperativa, dinâmica populacional.

## Introdução

A informação sobre processos demográficos é um componente essencial para o entendimento da dinâmica de populações naturais. Amostragens de captura-recaptura representam uma abordagem efetiva e largamente utilizada para avaliar parâmetros populacionais de diversos táxons, como peixes, aves, répteis e mamíferos (*e.g.* O'Hara *et al.* 2009, Eguchi *et al.* 2010, Rowat *et al.* 2010, Sharma *et al.* 2010), incluindo mamíferos marinhos (*e.g.* Bradford *et al.* 2008, Taylor *et al.* 2008, Silva *et al.* 2009). Entre estes parâmetros, os mais intensivamente estudados são o tamanho populacional e a taxa de sobrevivência aparente (Seber 1992). Geralmente, em estudos de captura-recaptura, dependendo do parâmetro a ser estimado e das características da população-alvo, uma diversidade de modelos de população fechada ou aberta pode ser aplicada (*e.g.* Wilson *et al.* 1999, Durban *et al.* 2005, Currey *et al.* 2008, Silva *et al.* 2009, Reisinger e Karczmarski 2010). O desenvolvimento destes modelos permite a inclusão e investigação da influência de fatores diversos sobre os parâmetros a serem estimados (Schwarz e Seber 1999), tornando-os mais realistas e possibilitando a avaliação de hipóteses biológicas.

Especificamente para populações de cetáceos, a aplicação destes métodos para estimativa de parâmetros populacionais apresenta desafios práticos só parcialmente superados pela combinação de amostragens de captura-recaptura a técnicas de reconhecimento individual por registros fotográficos (*e.g.* Hammond *et al.* 1990, Williams *et al.* 2002). No entanto, limitações logísticas e aspectos ecológicos ainda dificultam uma avaliação efetiva de parâmetros demográficos (Taylor e Gerrodette 1993). Como os cetáceos em geral apresentam grande longevidade e baixa taxa reprodutiva (Wells 1991), longos períodos de monitoramento são requeridos para obter parâmetros como sobrevivência e recrutamento por modelos de população aberta, bem como para identificar tendências populacionais (Taylor e Gerrodette

1993). Ao mesmo tempo, em ambiente natural os cetáceos geralmente realizam longos deslocamentos entre unidades populacionais; ou mesmo podem utilizar extensas áreas de vida que não são completamente cobertas pelo esforço amostral. Estas características violam premissas relacionadas a modelos de população fechada, que assumem ausência (ou baixa frequência quando a longevidade é alta) de morte e nascimento, ou de perda e ganho de indivíduos por processos de emigração ou imigração - populações fechadas, por definição, devem ser estáticas demograficamente (Otis *et al.* 1978). Já modelos de população aberta, embora considerem a “mudança”, promovendo um balanço entre nascimento e morte ou emigração e imigração (Lebreton *et al.* 1992), não distinguem os eventos de emigração de morte, confundindo e enviesando negativamente as estimativas de sobrevivência (Pradel *et al.* 1997).

Uma abordagem mais realista considera a estrutura do Desenho Robusto de Pollock (DR) e a construção de modelos específicos que permitem a estimativa de inúmeros parâmetros demográficos, incluindo o efeito de emigrações e imigrações temporárias no processo de estimar a abundância de indivíduos da população-alvo (Pollock *et al.* 1990, Kendall *et al.* 1997). Brevemente, a estrutura dos modelos DR combina ambos os métodos de população aberta e fechada através da utilização de um conjunto de múltiplas ocasiões de captura dentro de um período amostral primário. Assim, cada período primário é composto por uma série de ocasiões que definem os períodos secundários. Estes períodos secundários devem ser próximos o suficiente para assumir que a população é fechada dentro de um período primário. Em cada período primário é possível estimar abundância e probabilidade de captura utilizando modelos de população fechada (como os modelos clássicos sumarizados por Otis *et al.* 1978). O intervalo maior entre períodos primários permite estimar sobrevivência, emigração e imigração temporária (Pollock 1982, Kendall *et al.* 1997). Recentemente, os modelos DR têm sido utilizados

para incluir o efeito de processos migratórios temporários em análises de dados de captura-recaptura para uma série de táxons, incluindo pequenos cetáceos (*e.g.* Perret *et al.* 2003, Horton e Letcher 2008, Silva *et al.* 2009, Cantor *et al. no prelo*).

O boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, é uma espécie de distribuição cosmopolita ocorrendo de forma abundante em diversos ambientes de oceanos tropicais e temperados (Connor *et al.* 2000, Reynolds *et al.* 2000). Ao longo das águas costeiras do sul do Brasil, a espécie é observada com frequência, destacando-se a população residente que utiliza durante todo o ano o sistema lagunar adjacente à cidade de Laguna (Fig. 1; Simões-Lopes e Fabian 1999). Nesta população ocorre a pesca cooperativa que alguns indivíduos realizam em parceria com o pescador artesanal. Aparentemente de natureza mutualística, esta interação é realizada ao longo de todo o ano, sendo mais intensa durante o período migratório de tainhas (*Mugil spp.*), que se inicia no outono e vai até o início do inverno. A sequência de comportamentos é fortemente ritualizada para ambas as espécies - botos e pescadores. Botos cercam cardumes de tainhas contra uma barreira dinâmica de pescadores e “indicam”, após um comportamento estereotipado, o momento e local adequado que o pescador deve lançar sua rede (ver detalhes em Simões-Lopes *et al.* 1998).

Embora indivíduos aparentemente transeuntes ocorram ocasionalmente ao longo do litoral adjacente, estes são raramente observados dentro do sistema lagunar (Simões-Lopes e Fabian 1999). No entanto, a população mais próxima à observada em Laguna, que apresenta um padrão de residência ao hábitat costeiro, encontra-se à aproximadamente 220 km ao sul, em Tramandaí, onde também ocorre de forma semelhante o comportamento de pesca cooperativa com pescador artesanal (Simões-Lopes *et al.* 1998). Deslocamentos de indivíduos entre estas duas populações foram previamente identificados por Simões-Lopes e Fabian (1999). Os mesmos autores estimaram o tamanho da população de *Tursiops truncatus* de Laguna em 51 indivíduos e



sugeriram uma sazonalidade no tamanho populacional relacionada com a entrada e saída de indivíduos que se deslocam entre estas duas unidades populacionais. Este padrão de deslocamento responderia ao período migratório da tainha (Simões-Lopes e Fabian 1999). Ou seja, durante este período, novos indivíduos, procedentes da população de Tramandaí ou de áreas adjacentes, estariam entrando na população de Laguna, ao menos temporariamente, e/ou vice-versa.

Desta forma, para estimar os parâmetros populacionais da população de *Tursiops truncatus* de Laguna, o presente estudo parte do pressuposto teórico de que, apesar de altamente residente, existe a possibilidade de o tamanho populacional variar sazonalmente devido à entrada e saída de indivíduos em um processo de deslocamentos temporários, especialmente relacionado à sazonalidade da tainha e da pesca cooperativa. A presença destes indivíduos transeuntes e/ou não-residentes pode enviesar as estimativas de sobrevivência (Pradel *et al.* 1997) e abundância (Clavel *et al.* 2008). Utilizando o Desenho Robusto de Pollock, primeiramente buscou-se investigar a probabilidade destes eventos de emigração temporária. A partir disso, abundância, sobrevivência aparente, taxa de emigração temporária e probabilidade de captura foram estimadas. Adicionalmente, foi avaliada a influência de fatores pré-definidos – como o tempo e o comportamento de cooperação com pescador artesanal - sobre as variações destes parâmetros estimados. De forma complementar, modelos de população aberta (Cormack-Jolly-Seber) foram utilizados para estimar e comparar a probabilidade de sobrevivência aparente entre adultos e filhotes, bem como entre dois períodos: o do estudo atual, e do estudo anterior de Simões-Lopes e Fabian (1999). Por fim, buscou-se avaliar o monitoramento realizado, por meio de uma análise de poder, para simular o tempo necessário para identificação de tendências populacionais significativas, a partir da aplicação continuada de um esforço semelhante ao aqui apresentado.

## Métodos

### *Área de estudo*

Formado por três subunidades, Lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio, abrangendo uma área de aproximadamente 300 Km<sup>2</sup> (Fig. 1), o sistema lagunar costeiro adjacente à cidade de Laguna (28°20'S e 48°50'O) representa um dos maiores complexos lagunares do sul do Brasil. A porção norte e mais interna deste sistema é representada pela Lagoa Mirim, a porção central é formada pela Lagoa do Imaruí e a porção sul pela Lagoa de Santo Antônio. Esta última recebe as águas das outras duas lagoas e do Rio Tubarão, além de se conectar com o Oceano Atlântico. Em geral, este complexo lagunar é extremamente raso (profundidade média de 2 metros), com exceção do profundo canal de ligação com o mar (mais de 10 metros). Caracteriza-se por ser um ambiente bastante dinâmico e influenciado fortemente pelos ventos predominantes (SE e NE), pela maré e pela pluviosidade (Meurer e Netto, 2007). Quando não urbanizadas ou modificadas, as margens das lagoas são formadas por áreas pantanosas, marismas, praias arenosas ou pequenos costões rochosos. Até o presente, existe uma carência de estudos descritivos sobre a qualidade da água e do sedimento do habitat local.

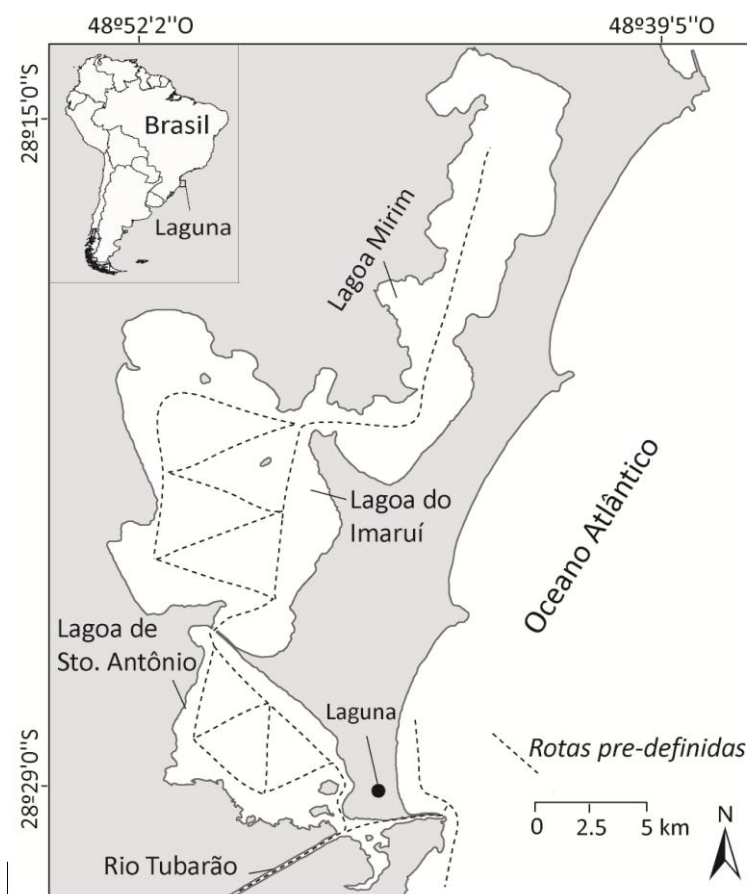


Figura 1: Localização das Lagoas de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, no Sul do Brasil.

Linha pontilhada representa a rota pré-definida percorrida em uma ocasião de captura.

#### Coleta de dados

Entre setembro de 2007 e setembro de 2009 foi conduzido um esforço sistemático de foto-identificação para catalogar a presença e localização de indivíduos reconhecidos (Hammond *et al.* 1990). O esforço de campo foi definido de forma a permitir a utilização do Desenho Robusto (DR). Cada estação do ano foi considerada um período primário de captura. Dentro de cada período primário foram realizadas múltiplas ocasiões de captura, sendo cada dia considerado uma ocasião diferente. Seis dias de amostragem (definindo os períodos secundários) em cada estação foram realizados, totalizando 48 dias de campo. Para comparar a sobrevivência atual

com o estudo anterior (baseado nos dados de Simões-Lopes e Fabian 1999), e para estimar a sobrevivência de filhotes e juvenis, também foram utilizados modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS).

Uma pequena embarcação (5 metros) com motor de 15 hp foi utilizada para percorrer uma rota pré-definida, cobrindo a área de estudo da forma mais homogênea possível (Fig. 1). Foram consideradas apenas ocasiões de captura em que a rota foi completamente amostrada (dentro das Lagoas de St. Antônio e Imaruí, já que a Lagoa Mirim era amostrada ocasionalmente), totalizando no mínimo 30 km/dia. Quando detectado um grupo de botos, eram conduzidas sessões de 20 minutos de foto-identificação por grupo. Hora inicial, localização, tamanho de grupo e padrão comportamental foram registrados. Um grupo foi definido como indivíduos em um raio de 50 metros (adaptado de Lusseau *et al.* 2003). Para garantir que o maior número de indivíduos fosse fotografado, foram obtidas no mínimo quatro fotos, de ambos os lados e sem preferências individuais, para cada indivíduo do grupo (Würsig e Jefferson 1990).

Foi utilizada uma câmera fotográfica digital Canon (EOS XT) e lentes AF Canon (75-300 mm). A identificação individual se deu por marcas naturais e adquiridas de longa duração na nadadeira dorsal como cortes, cicatrizes, deformidades ou doenças de pele (Würsig e Jefferson 1990, Williams *et al.* 1993). Arranhões de curta duração foram utilizados apenas dentro de um período primário de captura, quando a marca em questão persiste durante todo o período e uma nova marca emerge antes do desaparecimento da marca original. Isto só foi possível devido ao grande esforço amostral concentrado em um curto intervalo temporal (o intervalo entre o primeiro e último dia não foi superior a 45 dias). Também foram consideradas apenas fotos de boa qualidade (ângulo, luz e foco) e ocasiões de captura com condições favoráveis (Beaufort  $\leq 3$ ). Ocasões em dias subsequentes foram descartadas para maximizar independência entre capturas (Wilson *et al.* 1999). Indivíduos fotografados foram classificados como adultos, juvenis

e filhotes, de acordo com o tamanho e coloração (Cockcroft e Ross 1990). Sexo foi visualmente determinado para alguns indivíduos. Também foram classificados quanto à estratégia de forrageio: (1) os que cooperam frequentemente com os pescadores artesanais (botos cooperativos) e (2) os que cooperam ocasionalmente ou raramente com os pescadores artesanais (botos não-cooperativos). Estas classes foram definidas com base em duas abordagens. Botos observados cooperando mais frequentemente que a média da população (calculada com base na frequência de registros de pesca cooperativa para cada indivíduo) foram considerados botos cooperativos; enquanto botos observados cooperando menos frequentemente que a média da população foram classificados como não-cooperativos. Como aparentemente pescadores artesanais são aptos a distinguir corretamente entre botos que cooperam e os que não cooperam (Simões-Lopes *et al.* 1998, Peterson *et al.* 2008), entrevistas informais com pescadores experientes na pesca cooperativa foram utilizadas para ratificar a classificação acima. Devido à ausência de marcas naturais, os filhotes foram excluídos de todas as análises do DR e foram analisados separadamente pelos modelos CJS, com o intuito de estimar sua sobrevivência no primeiro período de vida, definida aqui como a primeira estação.

Dentre as premissas para modelos de população aberta (CJS), destacam-se: (1) todos os animais capturados em um período  $x$  têm a mesma probabilidade de captura; (2) todos os animais marcados no período  $x$  têm a mesma probabilidade de sobrevivência até o período  $x + 1$ ; (3) marcas não são perdidas ao longo do estudo; (4) todas as emigrações são permanentes (consequentemente confundidas com mortalidade, por isso sobrevivência aqui é aparente); (5) animais marcados são liberados e a amostragem deve ser instantânea em relação ao intervalo entre as ocasiões  $x$  e  $x+1$ ; (6) o destino dos animais marcados e liberados é independente do destino de qualquer outro indivíduo (Williams *et al.* 2002). Para população fechada, acrescenta-se a premissa de ausência de ganhos e perdas de indivíduos (Otis *et al.* 1978). Como estas

premissas diminuem o risco de ruídos adicionais que causam dispersão dos dados (*overdispersion*) (Williams *et al.* 2002), o desenho amostral do presente estudo e os critérios metodológicos adotados buscaram exatamente diminuir este risco de quebra das premissas supracitadas (i.e. esforço homogeneamente distribuído, esforço concentrado entre períodos, marcas de longa duração para reconhecimento individual, fotos de alta qualidade). Mesmo assim, *Overdispersion* (dispersão excessiva) é uma característica comum em estudos de captura-recaptura de cetáceos (Anderson *et al.* 1994) devido ao ruído extra criado principalmente pela quebra da premissa de igual capturabilidade individual (e.g. Hammond *et al.* 1990, Evans e Hammond 2004). Como resultado, a variância dos parâmetros é subestimada (Williams *et al.* 2002). Para considerar este ruído, foi utilizada a abordagem de *Bootstrapping* com 1000 replicações para estimar o fator de variação  $\hat{c}$  que representa uma medida de *overdispersion*. Quando  $\hat{c}$  foi maior que um ( $>1$ ), o valor estimado foi utilizado para ajustar os modelos. O teste de *Goodness-of-fit* (bondade de ajuste; TEST 2 e TEST 3 no programa RELEASE; Burnham *et al.* 1987) também foi utilizado para avaliar as premissas (1) e (2). Todas as análises e construção de modelos para estimar os parâmetros populacionais foram realizadas pelas rotinas do programa MARK (White e Burnham 1999).

#### *Estimando parâmetros pelo CJS*

Para os modelos Cormack-Jolly-Seber (CJS; Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965), os períodos secundários utilizados pelo DR foram agrupados, por estação (equivalente ao período primário), de forma a compor uma única ocasião de captura. Assim, os modelos de CJS foram utilizados para estimar o parâmetro probabilidade aparente de sobrevivência ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ) para cada estação do ano (Lebreton *et al.* 1992). Foi elaborado um conjunto de modelos para testar a ocorrência do efeito tempo ( $t$ ) e do efeito grupo ( $g$ ), definido pela classe

de indivíduos que pescam cooperativamente e indivíduos que não cooperam, sob os parâmetros estimados. Como no presente estudo a sobrevivência foi estimada em escala sazonal, a sobrevivência anual foi derivada por  $\phi_a = \phi^4$ . Neste caso, a variância foi estimada pelo Método Delta (Wilson *et al.* 1999) e o intervalo de confiança log-normal foi calculado seguindo Burnham *et al.* (1987) (ver equações 1 e 2 abaixo). Foi elaborado ainda um histórico de captura separado, apenas com os registros de filhotes, para estimar a sobrevivência dos mesmos. Neste caso, foi avaliado se há diferença de probabilidade de sobrevivência nos primeiros períodos de vida (primeira estação; modelo idade-dependente). Em seguida, a sobrevivência estimada para filhotes foi comparada com a sobrevivência estimada para todos os outros indivíduos. Em uma abordagem comparativa, o banco de dados gerado por Simões-Lopes e Fabian (1999) foi reanalisado, seguindo os critérios do presente estudo (CJS), para estimar a sobrevivência entre 1990 e 1991. Salienta-se que o estudo de Simões-Lopes e Fabian (1999) utilizou abordagens diferentes, como o esforço concentrado espacialmente sobre áreas de cooperação entre botos e pescadores, além do uso do equipamento fotográfico analógico.

#### *Estimando parâmetros pelo DR*

O Desenho Robusto de Pollock (Pollock 1982) foi aplicado para estimar parâmetros populacionais adicionais, como abundância e probabilidade de emigração temporária. Os dados foram estruturados em dois períodos. Para cada período secundário foi estimada a probabilidade de captura ( $p'$ ) em uma ocasião  $j$  do período primário  $i$ . A estimativa de  $p'$  possibilita estimar de forma derivada a probabilidade real de detecção ( $p^*$ ) e a abundância ( $N$ ) em cada período primário (sessão). Para o intervalo entre períodos primários foi estimada a probabilidade aparente de sobrevivência ( $\phi$ ) e a probabilidade aparente de encontro ( $p$ ), semelhante aos modelos CJS. A estimativa de  $\phi$  é derivada das estimativas de  $S$  (sobrevivência

real) e  $F$  (fidelidade à área), sendo  $\phi = S \times F$ . A ausência de informações extras não permite a estimativa de  $F$  e consequente distinção de  $\phi$  e  $S$ . A estimativa de  $p$  é derivada por:  $p = (1-y) \times p^*$ , onde  $y$  representa a probabilidade de emigração temporária ( $y$ ).

Kendall *et al.* (1995, 1997), desenvolveram a parametrização clássica do DR em relação ao parâmetro  $y$  (emigração temporária), definindo dois parâmetros distintos:  $y'$  e  $y''$ . Estes modelos assumem a existência de uma “superpopulação” (*sensu* Schwarz e Arnason 1996) de  $N$  indivíduos com a probabilidade de estarem na área amostrada ao menos durante um período amostral. O parâmetro  $y'$  representa a probabilidade de um indivíduo estar fora da área de estudo, indisponível para captura, durante o período primário ( $i$ ), sendo que este mesmo indivíduo não estava presente na área durante o período primário ( $i - 1$ ). O parâmetro  $y''$  representa a probabilidade de um indivíduo estar fora da área de estudo, indisponível para captura, durante o período primário ( $i$ ), sendo que este mesmo indivíduo estava presente na área durante o período primário ( $i - 1$ ). Em ambos os casos, por definição, o indivíduo sobrevive entre as ocasiões ( $i - 1$ ) e ( $i$ ). Ou seja,  $y''$  é a probabilidade de emigração temporária de um indivíduo, entre as ocasiões ( $i - 1$ ) e ( $i$ ), da área amostrada para a “superpopulação”, enquanto  $(1 - y'')$  é a probabilidade de permanência na área, ou fidelidade a mesma. Já  $y'$  é a probabilidade de permanência de um indivíduo fora da área de estudo entre as ocasiões ( $i - 1$ ) e ( $i$ ), enquanto  $(1 - y')$  é a probabilidade de retorno à área de indivíduos emigrantes.

A partir dos modelos clássicos de população aberta e fechada (Otis *et al.* 1978, Lebreton *et al.* 1992), um conjunto de modelos DR foram desenhados (levando em consideração aspectos gerais da população alvo e o desenho amostral), considerando a possibilidade de ocorrência dos seguintes efeitos sobre os parâmetros estimados: efeito tempo entre períodos primários e/ou dentro dos períodos ( $t$ ,  $s$  e  $s^*t$ ); e efeito grupo – cooperação com o pescador (*idem* CJS;  $g$ ). Como não existe evidência de resposta ao evento de “captura” (aqui definido como o registro



fotográfico), não foram incluídos modelos que consideram o efeito resposta comportamental sobre a probabilidade de captura dentro do período primário. Considerando a alta probabilidade de captura e o curto banco de dados, modelos “mistura” (Pledger’s 2000), utilizados para incluir um efeito de heterogeneidade individual, também não foram analisados.

O modelo sem emigração ( $y''=y'=0$ ) foi utilizado como a base para investigar o efeito tempo e grupo. Na sequência, foi analisada a probabilidade de emigração temporária por modelos que incorporam o efeito emigração (constante ou tempo-específica) e se a mesma seria ao acaso (Clássica) ou de *Markovian*. Na primeira ( $y''=y'$ ; Clássica), a probabilidade de ocorrer emigração temporária entre períodos  $i$  e  $i + 1$  é independente ao que ocorre com o indivíduo no período  $i$  (se estava presente ou ausente da área). Já na segunda ( $y''y'$ ; *Markovian*), a probabilidade é condicionada ao estado do indivíduo no período  $i$  (Kendall *et al.* 1997). Para os modelos de população fechada, utilizou-se a parametrização de Huggins (1991), em que a abundância ( $N$ ) é estimada como um parâmetro derivado. Esta opção apresentou uma melhor identificação dos parâmetros estimados.

### *Seleção de modelos*

Para a escolha do modelo mais parcimonioso e que melhor se ajusta aos dados foi utilizado o método AIC (*Akaike Information Criteria*). O AIC faz um balanço entre uma medida de falta de ajuste (*log-likelihood*) e o número de parâmetros estimados (uma penalidade para o aumento do número de parâmetros que acaba por aumentar o ajuste e diminuir a precisão; Anderson *et al.* 1994). Para os modelos CJS, onde o fator de variação ( $\hat{c}$ ) foi ajustado (ver adiante), utilizou-se o QAIC (*Quasi-likelihood Akaike Information Criteria*), uma variação do AIC para dados com ruído extra (*overdispersion*) (cf. Burnham e Anderson *et al.* 2002). Como o teste de *goodness-of-fit* não é disponibilizado para os modelos DR no programa MARK (White e Burnham 1999), foi mantido

o uso do AIC para este caso. O teste LRT (*Likelihood Ratio Tests*) foi utilizado para testar hipóteses biológicas por meio da comparação de modelos aninhados. Quando ocorreu incerteza na escolha do modelo mais apropriado, foi utilizada a média, por peso de contribuição de cada modelo, dos parâmetros estimados (Burnham e Anderson *et al.* 2002).

#### *Abundância total e análise de poder*

Foi estimada pelos modelos DR uma abundância de indivíduos marcados para cada grupo ( $\hat{N}_1$  para botos cooperativos and  $\hat{N}_2$  para botos não-cooperativos) por período. A soma das abundâncias por grupo representa a abundância total de indivíduos marcados ( $\hat{N}_{(1+2)}$ ) na população amostrada. Para estimar a abundância total da população ( $\hat{N}_{Total}$ ) de botos na área, a abundância estimada ( $\hat{N}_{(1+2)}$ ) foi corrigida pela proporção de indivíduos marcados ( $\theta$ ) em cada grupo amostrado (adaptado de Wilson *et al.* 1999). Para estimar  $\theta$ , o número de indivíduos marcados no grupo foi dividido pelo número total de indivíduos fotografados no grupo. Foi utilizado um valor de  $\theta$  para cada período primário através da média de todos os  $\theta$  por grupos observados naquele período. Filhotes foram considerados como indivíduos não marcados. A variância da abundância total foi estimada pelo Método Delta, seguindo Wilson *et al.* (1999), por:

$$Var(\hat{N}_{Total}) = \hat{N}_{Total}^2 \left( \frac{var(\hat{N}_{(1+2)})}{\hat{N}_{(1+2)}^2} + \frac{1 - \hat{\theta}}{n\hat{\theta}} \right) \quad (1)$$

em que  $n$  é o número total de botos utilizados para estimar  $\theta$ . O intervalo de confiança da abundância total foi estimado conforme Burnham *et al.* (1987), por:

$$C = \exp \left[ z_{\frac{\alpha}{2}} \times \sqrt{\ln(1 + [CV(\hat{N}_{Total})]^2)} \right] \quad (2)$$

em que  $z$  é o desvio normal, CV o coeficiente de variação e  $\alpha = 0.05$ .

Para avaliar a sensibilidade de um programa futuro de monitoramento em detectar variações significativas de tendência populacional, foram utilizados os modelos de Gerrodette (1987) e o software TRENDS para rodar uma análise de poder. Diferentes cenários foram simulados, considerando a combinação de variações populacionais negativas de 5% a 15% ao ano, coeficientes de variação (CVs) de 0,05, 0,08 e 0,11, e estimativas com intervalos anuais ou bianuais. Estes valores de CVs representam o mínimo (0,05), o máximo (0,11) e o intermediário (0,08) observado pelas estimativas de abundância realizadas pelo presente estudo (ver adiante). Assumiu-se para todos os cenários: uma probabilidade de erro do tipo I e II de 5% (valores usualmente utilizados); e teste unicaudal (o foco é exclusivamente uma tendência negativa), um CV proporcional à raiz quadrada da abundância (típico de amostragens por captura-recaptura; Gerrodette 1987), um modelo do tipo exponencial e uma distribuição de *Student* (t).

## Resultados

### *Geral*

Foram analisadas 10.209 fotografias, sendo que 66% foram utilizadas para identificação individual por apresentarem os requisitos de qualidade pré-definidos. Foi incluído na análise um total de 47 indivíduos adultos e juvenis com marcas naturais de longa duração e 14 filhotes. A proporção de indivíduos marcados ( $\theta$  = média da proporção em todos os grupos observados) variou entre 0,83, na primavera de 2007 e 0,74 no inverno de 2009 (Tabela 4). Nota-se uma sutil tendência decrescente no valor de  $\theta$  que provavelmente foi decorrente do acúmulo de novos filhotes classificados como indivíduos não marcados. A estação do ano com maior número de indivíduos adultos observados foi a primavera de 2007 e a menor foi o outono de 2009. O número de nascimentos foi maior na primavera 2007 e na primavera de 2008, sugerindo uma sazonalidade reprodutiva. No total, cinco indivíduos desapareceram do histórico de captura

durante o estudo. Considerando a captura entre períodos primários (estações), a curva cumulativa de captura estabilizou a partir do sexto período para indivíduos adultos. Dentro dos períodos, a curva estabilizou a partir do quarto evento de captura indicando uma alta probabilidade da população-alvo ser completamente fechada e residente à área dentro de uma estação (período primário). Ao longo de todo o estudo, foi observada uma alta probabilidade de captura.

### *Modelos do CJS*

A abordagem de *Bootstrap* estimou um fator de variação ( $\hat{c}$ ) de 1,401. Embora este valor indique uma *overdispersion* não substancial, o mesmo foi utilizado para ajustar os modelos de CJS construídos a partir do histórico de indivíduos adultos (e juvenis) do presente estudo, e corrigir qualquer potencial violação de premissa. Para os dados de filhotes e os dados provenientes de Simões-Lopes e Fabian (1999), o valor de  $\hat{c}$  foi marginalmente próximo de 1 ( $\hat{c} = 1,101$  e  $0,982$ , respectivamente). Neste caso, optou-se por não ajustar os modelos. Adicionalmente, para todos os casos, o resultado do teste *goodness-of-fit* sugere que as premissas de igual probabilidade de captura (TEST 2) e igual probabilidade de sobrevivência (TEST 3) não foram violadas ( $p > 0,05$ ).

A primeira rodada de construção de modelos CJS para indivíduos adultos (Tabela 1) sugere tanto pelo QAIC quanto pelo teste LRT que a inclusão do efeito tempo no parâmetro sobrevivência (LRT:  $p = 0,743$ ) e/ou na probabilidade de captura (LRT:  $p = 0,552$ ) não contribui para o ajuste dos modelos (modelos 3 a 6). A inclusão do efeito grupo tanto na sobrevivência (LRT:  $p = 0,966$ ) quanto na probabilidade de captura (LRT:  $p = 0,415$ ), também não melhorou o ajuste (modelos 2 e 5). Assim, o modelo mais parcimonioso sugere que ambos os parâmetros estimados não variaram no tempo e não foram influenciados pelo efeito do evento interação

com o pescador ( $\phi(.)p(.)$ ; modelo 1). O modelo selecionado ( $\phi(.)p(.)$ ) estimou uma probabilidade aparente de sobrevivência para indivíduos adultos de 0,979 (IC: 0,946 e 0,992) e uma probabilidade de captura de 0,865 (IC: 0,808 e 0,906). Extrapolando esta sobrevivência estimada entre períodos para um ano, tem-se uma sobrevivência anual ( $\phi_a = \phi^4$ ) de 0,917 (IC: 0,876 e 0,961).

Tabela 1: Sumário da seleção de modelos Cormack-Jolly-Seber para os parâmetros sobrevivência ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ) de indivíduos adultos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo QAICc (*Quasi-likelihood Akaike Information Criteria*). QAICc *Weights* indica o quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações: (.) constante; (t) tempo-dependente; (g) efeito grupo; (g\*t) efeito grupo e tempo-dependente.

ID	Modelo	QAICc	$\Delta$ QAICc	QAICc <i>Weights</i>	<i>Deviance</i>	<i>NPar</i>
1	$\{\phi(.) p(.)\}$	209,92	0,00	0,66	80,57	2
2	$\{\phi(.) p(g)\}$	211,30	1,38	0,33	79,91	3
3	$\{\phi(.) p(t)\}$	217,54	7,62	0,01	75,68	8
4	$\{\phi(.) p(g*t)\}$	226,25	16,33	0,00	69,06	15
5	$\{\phi(g) p(g*t)\}$	228,50	18,59	0,00	69,05	16
6	$\{\phi(t) p(g*t)\}$	236,59	26,67	0,00	65,57	21
7	$\{\phi(g*t) p(g*t)\}$	246,37	36,45	0,00	63,31	26

A análise dos dados de filhotes apresentou como melhor modelo aquele com probabilidade de captura constante e sobrevivência variando conforme a idade ( $\phi(a1) p(.)$ ; LRT:  $p = 0,030$ ). No intervalo após a primeira captura, equivalente ao período de nascimento do filhote (confirmado pela presença de pregas fetais, coloração ou tamanho), a probabilidade de sobrevivência foi significativamente menor ( $\phi = 0,817$ ; IC: 0,529-0,937) do que nos períodos subsequentes ( $\phi =$

0,989; IC: 0,898-1,000). A probabilidade de captura foi constante e igual a 0,854 (IC: 0,744-0,921; Tabela 2). A reanálise dos dados de Simões-Lopes e Fabian (1999) estimou uma sobrevivência para o modelo melhor ajustado ( $\phi(.)p(t)$ ) de 0,985 (IC: 0,905-0,998). A sobrevivência anual ( $\phi^4$ ) neste caso foi de 0,941 (IC: 0,888-0,998). Nota-se que o efeito tempo foi significativo para a probabilidade de captura (LRT:  $p = 0,001$ ), sendo que esta foi consideravelmente maior nas estações outono e inverno daquele estudo (Tabela 2).

Tabela 2: Parâmetros estimados pelos modelos Cormack-Jolly-Seber para indivíduos adultos marcados, para filhotes e para os dados de Simões-Lopes e Fabian (1999). São apresentados: probabilidade de sobrevivência entre períodos ( $\phi$ ) e anual ( $\phi^4$ ); probabilidade de captura entre períodos ( $p$ ).

		Adulto		Filhote	
Análise		Estudo 90 – 91*	Estudo 07 – 09	Idade 1	Idade > 1
Parâmetros	$\phi$ (.)	0,986	0,979	0,817	0,989
	$\phi^4$	0,941	0,917	-	-
	p (.)	-	0,865	0,854	
Verão 90	p <sub>2</sub>	0,545			
Outono 90	p <sub>3</sub>	0,928			
Inverno 90	p <sub>4</sub>	0,689			
Primavera 90	p <sub>5</sub>	0,439			
Verão 91	p <sub>6</sub>	0,441			
Outono 91	p <sub>7</sub>	0,860			
Inverno 91	p <sub>8</sub>	0,892			

\*Dados procedentes de Simões-Lopes e Fabian (1999).

### Modelos do Desenho Robusto (DR)

Na primeira rodada de construção de modelos DR (Tabela 3), não foi considerada a probabilidade de emigração temporária ( $y''=y'=0$ ) e a probabilidade de captura foi pré-definida como variando entre grupos, dentro (efeito em  $p$  indicado por  $s$ ) e entre períodos primários

(efeito em  $p$  indicado por  $t$ ). Esta rodada apresentou como modelo mais parcimonioso aquele com sobrevivência constante no tempo e sem o efeito grupo - cooperação - ( $\phi(\cdot)$ ; modelo 10). Na segunda rodada, agora definindo o parâmetro sobrevivência como constante e ainda desconsiderando emigração temporária, nota-se que o modelo com probabilidade de captura variando somente entre períodos primários e entre grupos ( $p(g*t)$ ; modelo 3) foi o mais parcimonioso. Para a terceira rodada, utilizamos o modelo 3 para investigar os possíveis modelos de emigração mais apropriados (Tabela 3). Nota-se que o modelo de emigração de *Markovian* ( $y''y'$ ; modelo 1), suportou melhor os dados do que o modelo de emigração aleatória, ou Clássica ( $y''=y'$ ; modelo 2) ou os modelos *sem emigração* ( $y''=y'=0$ ; modelo 3). No entanto, pelo  $\Delta AICc$  não é possível diferenciar claramente os modelos 1 e 2. A inclusão do efeito tempo ( $y''(t)=y'(t)$ ; modelo 5), grupo ( $y''(g)=y'(g)$ ; modelo 4) e tempo e grupo ( $y''(g*t)=y'(g*t)$ ; modelo 8) na probabilidade de emigração ( $y$ ) também não contribuiu para um melhor ajuste em relação ao modelo 1, onde  $y$  é constante no tempo e entre grupos (Tabela 3). Desta forma, segundo AIC, o melhor modelo para ajustar os dados apresenta a probabilidade de sobrevivência e de emigração de *Markovian* (ou ao acaso) constantes e a probabilidade de captura constante dentro dos períodos primários, variável entre períodos e variável entre grupos.

Estes resultados foram confirmados pelo teste LRT que avaliou algumas hipóteses biológicas. Modelos sem emigração foram rejeitados em favor dos modelos que consideram emigração (Clássico; LRT:  $p = 0,046$ ; *Markovian*; LRT:  $p = 0,039$ ) e não ocorreu diferença significativa entre os modelos de emigração (LRT:  $p = 0,115$ ). Também não foi observada evidência de variação sazonal (LRT:  $p = 0,360$ ) ou efeito grupo (LRT:  $p = 0,360$ ) na probabilidade de emigração. Apenas o efeito tempo entre períodos e grupo ( $g*t$ ; LRT:  $p < 0,001$ ) na probabilidade de captura contribuíram significativamente para um melhor ajuste dos modelos. Isoladamente, o efeito tempo entre períodos também contribuiu significativamente ( $t$ ; LRT:  $p = 0,022$ ), enquanto tempo

dentro do período ( $s$ ; LRT:  $p = 0,113$ ) ou grupo ( $g$ ; LRT:  $p = 0,986$ ) não interferiram na probabilidade de captura.

Tabela 3: Sumário da seleção de modelos do Desenho Robusto para os parâmetros sobrevivência ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ) de indivíduos adultos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo AICc (*Akaike Information Criteria*). AICc *Weights* indica o quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações: (.) constante; (t) tempo-dependente; (g) efeito grupo; (g\*t) efeito grupo e tempo-dependente; (p=c) sem efeito de recaptura; ( $y''=y'=0$ ) sem emigração; ( $y''=y'$ ) emigração ao acaso; ( $y''y'$ ) emigração de *Markovian*.

ID	Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	AICc <i>Weight</i>	<i>Deviance</i>	<i>NPar</i>
1	$\{\phi(.) y''(.) y'(.) p(g*t)=c(g*t)\}$	2841,66	0,00	0,39	3875,9	19
2	$\{\phi(.) y''(.)=y'(.) p(g*t)=c(g*t)\}$	2841,99	0,34	0,33	3878,3	18
3	$\{\phi(.) y''=y'=0 p(g*t)=c(g*t)\}$	2843,68	2,02	0,14	3882,1	17
4	$\{\phi(.) y''(g) y'(g) p(g*t)=c(g*t)\}$	2843,77	2,11	0,14	3873,8	21
5	$\{\phi(.) y''(t) y'(t) p(g*t)=c(g*t)\}$	2852,98	11,33	0,00	3863,9	30
6	$\{\phi(.) y''=y'=0 p(t)=c(t)\}$	2858,89	17,23	0,00	3913,9	9
7	$\{\phi(.) y''=y'=0 p(.)=c(.)\}$	2861,01	19,34	0,00	3930,2	2
8	$\{\phi(.) y''=y'=0 p(g)=c(g)\}$	2863,02	21,36	0,00	3930,2	3
9	$\{\phi(.) y''(g*t) y'(g*t) p(g*t)=c(g*t)\}$	2870,40	28,74	0,00	3852,9	43
10	$\{\phi(.) y''=y'=0 p(g*t*s)=c(g*t*s)\}$	2932,98	91,32	0,00	3786,6	97
11	$\{\phi(g) y''=y'=0 p(g*t*s)=c(g*t*s)\}$	2935,54	93,89	0,00	3786,6	98
12	$\{\phi(t) y''=y'=0 p(g*t*s)=c(g*t*s)\}$	2941,48	99,82	0,00	3779,7	103
13	$\{\phi(g*t) y''=y'=0 p(g*t*s)=c(g*t*s)\}$	2955,76	114,10	0,00	3775,6	110

A probabilidade de sobrevivência foi constante e igual a 0,980 ( $\pm 0,010$ ). A probabilidade de emigração temporária ( $y''$ ) foi de 0,031 ( $\pm 0,016$ ), enquanto a probabilidade de permanência fora da área ( $y'$ ) foi de 0,359 ( $\pm 0,269$ ). Assim, a probabilidade de retorno da emigração temporária ( $1 - y''$ ) foi 0,969, enquanto a probabilidade de permanência na área ( $1 - y'$ ) foi de 0,641.



probabilidade real de captura ( $p^*$ ) variou entre 0,290 e 0,517. De forma geral, esta probabilidade foi maior no grupo de indivíduos que não interage com pescador artesanal. No entanto, no outono e inverno de 2008, esta relação se inverteu e a probabilidade de captura aumentou consideravelmente no grupo de botos que interagem com pescador (Fig. 2). Apesar da probabilidade de captura variar entre períodos, não foi possível observar uma tendência bem definida ao longo do estudo.

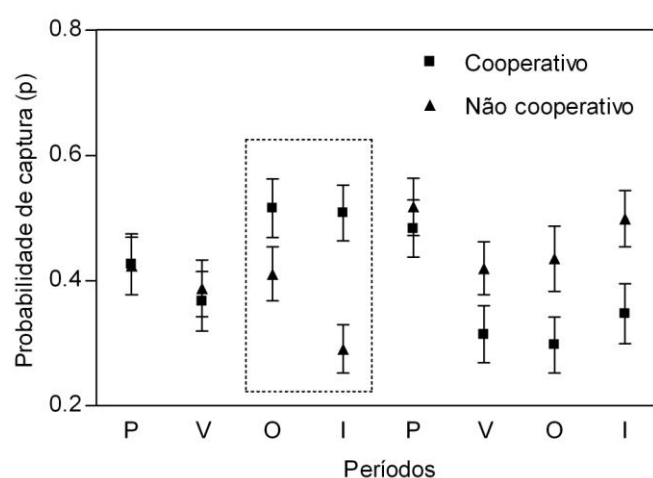


Figura 2: Variação da probabilidade de captura ( $p$ ) ao longo do tempo (entre períodos primários) e sob o efeito grupo (cooperação e não cooperação com o pescador). Cada período representa uma estação do ano: primavera (P), verão (V), outono (O), inverno (I), com início na primavera de 2007. Quadrado pontilhado indica reversão no padrão da probabilidade de captura entre grupos. Barras verticais apresentam o erro padrão.

#### *Abundância total e tempo para detecção de tendências*

A abundância estimada de indivíduos marcados que utilizam a área flutuou ao longo do estudo. A maior abundância ocorreu no inverno de 2008 (47 indivíduos; CVs = 0,09) e a menor ocorreu no outono de 2009 (38 indivíduos; CV = 0,11). Por grupo, a maior estimativa de

indivíduos que não interagem com pescador foi no inverno de 2008 (25 indivíduos) e a menor no outono de 2009 (19 indivíduos). Para os botos que cooperam, a maior estimativa de indivíduos marcados foi na primavera de 2007 e inverno de 2008 (21 indivíduos), enquanto a menor foi no inverno de 2009 (18 indivíduos) (Tabela 4). A abundância total de botos cooperativos variou de 25 (IC: 21-30; inverno de 2009) a 27 (IC: 25-29; inverno de 2008); enquanto para botos não cooperativos, variou de 24 (IC: 22-27; outono de 2008) a 32 (IC: 27-39; inverno de 2008). A população total corrigida por  $\theta$  variou de 50 indivíduos no outono de 2009 (IC: 40 - 62) a 60 indivíduos no inverno de 2008 (IC: 49 - 72).

Tabela 4: Abundância estimada pelos modelos DR para cada grupo. Dados apresentados: abundância estimada por grupo ( $\hat{N}_1$  - botos que cooperam;  $\hat{N}_2$  - botos que não cooperam); soma das abundâncias por grupo ( $\hat{N}_{(1+2)}$ ); CVs corrigidos ( $CV(\hat{N}_{(1+2)})$ ); estimativas de theta ( $\theta$ ); abundância total corrigida pela proporção de indivíduos marcados ( $\hat{N}_{Total}$ ); CVs ajustados pelo Método Delta ( $CV(\hat{N}_{Total})$ ); intervalos de confiança ( $\hat{N}_{Total}^L$  e  $\hat{N}_{Total}^U$ ); períodos: primavera (P); verão (V); outono (O); inverno (I).

	$\hat{N}_1$	$\hat{N}_2$	$\hat{N}_{(1+2)}$	$CV(\hat{N}_{(1+2)})$	$\theta$	$\hat{N}_{Total}$	$CV(\hat{N}_{Total})$	$\hat{N}_{Total}^L$	$\hat{N}_{Total}^U$
P07	21	23	44	0,06	0,83	<b>53</b>	0,07	46	60
V08	19	22	41	0,09	0,81	<b>51</b>	0,09	43	61
O08	20	24	44	0,05	0,79	<b>56</b>	0,06	50	63
I08	21	25	47	0,09	0,78	<b>60</b>	0,10	49	72
P09	20	22	43	0,04	0,81	<b>53</b>	0,05	48	58
V09	19	24	43	0,10	0,77	<b>56</b>	0,11	45	68
O09	19	19	38	0,11	0,76	<b>50</b>	0,11	40	62
I09	18	21	40	0,08	0,74	<b>54</b>	0,09	45	64

Em geral, as estimativas de tamanho populacional apresentaram alta precisão (baixo CVs). Considerando o CV intermediário (0,08) a um nível de confiança de 5%, seriam necessários oito amostragens anuais por sete anos para detectar uma variação negativa de 5% da população ao ano, ou seis amostragens bianuais por dez anos para detectar a mesma tendência. Para um CV de 0,11, nove anos seriam necessários por uma amostragem anual e 12 anos por uma bianual. No caso do menor CV (0,05), seriam necessários seis anos para detectar uma variação negativa de 5% por uma esforço anual, ou oito anos para um esforço bianual (Fig. 3). Quando da detecção de uma tendência, para um CV de 0,11, a população original estaria reduzida em 37%, se utilizado um esforço anual, e 46% quando utilizado um esforço bianual. Com o CV de 0,08, a redução com o esforço anual seria de 30%, e o bianual seria de 40%. Já para o CV de 0,05, uma redução de 26% seria observada pelo esforço anual e 34% pelo bianual.

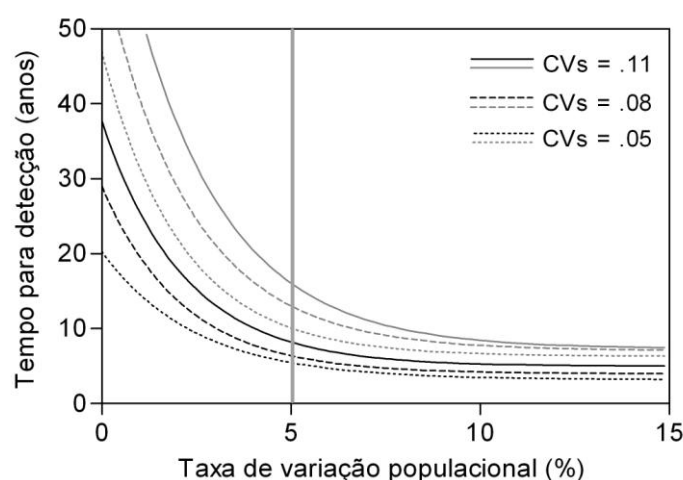


Figura 3: Relação entre a taxa de variação populacional, tempo de detecção, e três diferentes coeficientes de variação. As curvas em cinza representam um esforço bianual, enquanto as curvas em preto representam um esforço anual. O erro do tipo I e II foram definidos *a priori* como 0,5 e o modelo foi do tipo exponencial. Em destaque (linha vertical cinza), a taxa de variação anual de 5%.

## Discussão

A abundância de botos em Laguna é pequena e aparentemente estável. Trata-se provavelmente de uma população geograficamente fechada com baixa taxa de emigração temporária e alta taxa de retorno. As probabilidades de sobrevivência estão de acordo com o tipicamente observado para a espécie, no entanto, a sobrevivência de filhotes foi claramente menor após o primeiro evento de captura (primeira estação de vida). A aparente flutuação da abundância estimada em alguns períodos pode ser resultado de processos de emigração temporária ou permanente, estratégias de forrageio, ou mesmo mortalidade de indivíduos. Como o comportamento de cooperar com o pescador promovido por alguns indivíduos influenciou na probabilidade de captura e, indiretamente na abundância, este efeito teve que ser levado em consideração para a estimativa dos parâmetros populacionais. Considerando estas peculiaridades locais (especialmente a pesca cooperativa, a pequena abundância e alta residência), esta população é, teoricamente, suscetível a atividades humanas. Esta ameaça seria ainda maior quando o foco é conservar o comportamento cooperativo promovido por apenas alguns indivíduos.

A heterogeneidade individual na probabilidade de captura é um efeito comum para pequenos cetáceos decorrente de aspectos metodológicos, como a capacidade diferenciada de identificar um indivíduo (Würsig e Jefferson 1990, Stevick *et al.* 2001), ou aspectos ecológicos, como idade, sexo e padrões comportamentais (Hammond 1986, Currey *et al.* 2008). O presente estudo buscou minimizar estes efeitos diminuindo o risco de violar as premissas básicas dos modelos de captura e recaptura, garantindo que os parâmetros estimados tenham o máximo de precisão e o mínimo de viés. O esforço homogêneo no espaço e no tempo, tanto para modelos CJS como DR, diminuiu a possibilidade de variação na probabilidade de captura promovida por características individuais e temporais (Williams *et al.* 2002). A estratificação do histórico de

captura em indivíduos adultos (ou juvenis) e filhotes, além de diminuir a variação individual, garantiu a independência dos dados, já que mãe e filhote tendem a estar associados nos primeiros anos de vida (Connor *et al.* 2000). A utilização de marcas de longa duração e fotos de alta qualidade também evita que indivíduos mais marcados fossem mais capturados (Wilson *et al.* 1999). A probabilidade de captura foi consideravelmente alta, diminuindo a possibilidade de estimativas enviesadas (Pollock *et al.* 1990). De fato, o resultado da estimativa do fator de variação ( $\hat{c} = 1,40 > 3$ ) indica a ausência de ruído significativo. Assim, a inclusão de efeitos sobre os parâmetros analisados nos modelos desenhados é suficiente para ajustar os dados. Adicionalmente, ajustando o procedimento de seleção de modelos e inferência de parâmetros pela medida de *overdispersion*, qualquer variação extra-binomial, por menor que tenha sido, foi considerada (Lebreton *et al.* 1992). Finalmente, como a probabilidade de emigração temporária é baixa e o modelo de emigração não foi claramente identificado (*Markovian* ou Clássico), as estimativas das probabilidades de captura e sobrevivência não foram, provavelmente, enviesadas por indivíduos que deixam a área temporariamente (Kendall *et al.* 1997).

A probabilidade anual de sobrevivência de indivíduos adultos (0,917), estimada por CJS, está de acordo com o observado por outros estudos que variam de 0,82 a 0,97 (Wells e Scott 1990, Fortuna 2006; Corkrey *et al.* 2008, Currey *et al.* 2008, Silva *et al.* 2009). Pelo critério de seleção de modelos, não ocorreu variação sazonal na sobrevivência e a mesma não diferiu em função do comportamento de interação com a pesca, ou seja, indivíduos que interagem com o pescador artesanal e indivíduos que não interagem apresentaram a mesma probabilidade de sobreviver. A sobrevivência anual estimada para os dados de Simões-Lopes e Fabian (1999) foi um pouco maior (0,941) que a sobrevivência estimada para o período entre 2007-2009, e mais uma vez não variou no tempo (não foi incluído efeito grupo nesta análise). Em relação à análise de filhotes, nota-se que a sobrevivência estimada para o primeiro período de vida (entre a primeira estação

com observação e a subsequente) foi significativamente menor do que a observada para os períodos subsequentes. Embora aqui tenha sido estimada a sobrevivência em escala sazonal, este padrão é semelhante ao observado em outros estudos que estimaram uma sobrevivência anual também menor para o primeiro ano de vida (*e.g.* Wells e Scott 1990, Stolen e Barlow 2003). Embora o valor de sobrevivência aqui estimado para filhotes sugira uma estabilidade populacional (*e.g.* Currey *et al.* 2008), se extrapolado para um ano, este é ainda menor. Alguns filhotes também podem morrer no primeiro período de vida, não sendo capturados e incluídos na análise, superestimando, assim, a sobrevivência (Mann *et al.* 2000). Este efeito provavelmente não foi significativo no presente estudo, considerando a alta probabilidade de captura observada.

A probabilidade de captura também foi constante pelos modelos CJS para indivíduos adultos do período 2007-2009. O modelo com efeito do evento cooperação em p foi o segundo que melhor se ajustou, enquanto o modelo com o efeito tempo foi o quarto. Considerando a ocorrência do evento de cooperação com a pesca por apenas uma parcela da população e que a intensidade deste evento está relacionada com a sazonalidade da presa principal (*Mugil* spp.), esperava-se *a priori* uma variação significativa na probabilidade de captura, que não foi observada pelos testes LRT para os modelos CJS. Já os dados de Simões-Lopes e Fabian (1999) acusaram uma variação temporal na probabilidade de captura, sendo que esta foi maior exatamente nos períodos de maior intensidade de interação com a pesca. A variação observada nos dados de 1990-1991 daquele estudo pode ser um efeito da amostragem concentrada em pontos de pesca cooperativa (Simões-Lopes e Fabian 1999). Como a intensidade de interação com pescador era maior no outono e inverno (Simões-Lopes *et al.* 1998), mais indivíduos eram capturados interagindo durante estes períodos. No entanto, os autores também descrevem a ocorrência de deslocamentos de indivíduos residentes em Laguna e indivíduos procedentes de

Tramandaí, distante aproximadamente 220 km ao sul de Laguna. Este registro de entrada de indivíduos de outra população ou com características transeuntes indica a possibilidade de um aumento sazonal na população de Laguna nos períodos de maior intensidade da pesca cooperativa.

Os modelos DR foram construídos com o intuito de testar esta hipótese de entradas e saídas temporárias de indivíduos da população e estimar parâmetros considerando um possível efeito destes movimentos. O período primário do DR caracterizou uma sazonalidade de forma que possíveis movimentos relacionados com a época da tainha pudessem ser identificados. O período secundário foi concentrado temporalmente, buscando garantir a premissa de população fechada. No entanto, movimentos de entrada e saída da área de estudo dentro do período secundário podem ocorrer. Pelo alto padrão de residência já descrito para a área (Simões-Lopes e Fabian 1999), acreditamos que estes movimentos de curta duração e distância não são significativos e representam mais variações espaciais no uso da área em pequena escala. Entre os modelos construídos pelo DR, aqueles que consideraram a ocorrência de emigração temporária foram os que apresentaram melhor ajuste, conforme esperado. Não foi possível identificar claramente qual modelo de emigração temporária foi mais parcimonioso, sendo ambos aparentemente adequados. No entanto, apesar dos modelos sugerirem a existência de emigração temporária, a probabilidade de a mesma ocorrer é de apenas 3,1%. Ou seja, a probabilidade dos indivíduos permanecerem na área é de 96,9% e a probabilidade de retorno de indivíduos migrantes foi de 64%. Estes dados confirmam que a população de *Tursiops truncatus* de Laguna apresenta alto grau de residência à área, sendo que a ocorrência de emigrações temporárias é rara e provavelmente realizada por poucos indivíduos conforme observado por Simões-Lopes e Fabian (1999). Em uma abordagem semelhante, Silva *et al.* (2009) identificaram emigrações temporárias de *Markovian* para uma população de *Tursiops truncatus* no

Arquipélago dos Açores. No entanto, aquela população apresenta maior probabilidade de emigrar e os indivíduos são principalmente transeuntes. Uma alta probabilidade de emigração ao acaso também foi descrita recentemente para uma população costeira de *Sotalia guianensis*, formada por indivíduos residentes e transeuntes, no nordeste do Brasil (Cantor et al. *in press*).

O parâmetro sobrevivência estimado pelo DR foi constante e semelhante ao estimado pelo CJS. Esta semelhança é esperada quando a probabilidade de emigração é baixa, não enviesando as probabilidades de sobrevivência estimadas pelos modelos CJS (Kendall *et al.* 1997). Já a probabilidade real de captura (considera o efeito emigração), constante dentro do período primário, variou significativamente entre períodos primários e sob efeito da variável interação com a pesca. O efeito combinado destes dois fatores mostra que de forma geral, a probabilidade real de captura é maior entre os indivíduos que não interagem com o pescador artesanal. No entanto, esta relação, sob efeito do tempo, aparece invertida nas estações outono e inverno de 2008, onde os indivíduos que pescam com pescador apresentaram probabilidades de captura maior. O mesmo padrão não foi observado para o outono e inverno de 2009. Nota-se que a abundância da tainha na temporada de 2008 foi uma das maiores da última década em Laguna, enquanto a temporada de 2009 foi uma das menores (*observação pessoal*). Assim, para 2008, a alta probabilidade de captura de botos cooperativos seria um efeito da maior concentração em áreas de pesca cooperativa; enquanto botos não-cooperativos estariam explorando áreas maiores, ou mesmo externas à área de estudo, em uma estratégia de forrageio diferente, diminuindo sua capturabilidade. Nota-se que em 2009, durante a aparente escassez de tainhas, a capturabilidade de botos cooperativos caiu consideravelmente.

O tamanho populacional de indivíduos marcados apresentou um leve decaimento ao longo do estudo. Como a sobrevivência foi um pouco menor que 1 (um), e filhotes não foram considerados, este padrão seria esperado se novos indivíduos adultos não entrassem na



população. Isto é confirmado pela curva cumulativa de captura, considerando o período primário, que estabiliza já a partir da terceira ocasião de captura. Na estimativa da abundância total o padrão decrescente é desfeito pela correção de  $\theta$  (*theta*), que incorpora o efeito cumulativo da entrada de filhotes na população. Nota-se que a frequência de nascimento de filhotes foi maior entre o final da primavera e verão, padrão este semelhante ao observado por outros estudos no sul do Brasil (*e.g.* Fruet 2008). Esta flutuação influencia nas variações de  $\theta$ . Assim, o tamanho populacional total variou de um máximo de 60 (IC: 49 - 72) no inverno de 2008, para um mínimo de 50 (IC: 40 - 62) no outono de 2009. Esta variação da população no período analisado pode estar relacionada com os fatores ecológicos que interferiram na probabilidade de captura e/ou emigração temporária. A diminuição no outono de 2009 chama especial atenção. Suspeita-se que a escassez de tainhas neste período tenha promovido, de forma pontual, a utilização de novas áreas que extrapolaram a área de estudo. No entanto, nota-se que a diminuição do tamanho populacional neste período se deu principalmente no grupo de botos que não pescam com pescador. Isto sugere que a cooperação com pescador pode aumentar o sucesso de forrageio, não requerendo o uso de novas áreas.

O tamanho médio da população foi de 55 indivíduos. Apesar dos aspectos metodológicos serem diferentes, nota-se que a estimativa atual é muito parecida à estimativa de 51 indivíduos realizada por Simões-Lopes e Fabian (1999) com dados de aproximadamente 20 anos atrás (entre 1990 e 1991), sugerindo uma possível estabilidade populacional (menos de 10% de mudança). Embora em alguns casos populações de *Tursiops* apresentem grandes tamanhos (*e.g.* Reisinger e Karczmarski 2010), populações costeiras geralmente são formadas por poucos indivíduos (de 56 a 290; Shane 1987, Wells e Scott 1990, Wilson *et al.* 1999, Haase e Schneider 2001, Currey *et al.* 2007, Bearzi *et al.* 2008, Fruet 2008, Fury e Harrison 2008, Silva *et al.* 2009). Porém, entre as populações costeiras de *Tursiops truncatus* com estimativas populacionais

conhecidas, a população residente em Laguna é uma das menores (apenas uma população menor, de aproximadamente 30 indivíduos, foi relatada para o Estuário do Sado, Portugal, por Gaspar 2003). O padrão de residência *per se* aumenta a vulnerabilidade de uma população a impactos locais, sendo esta vulnerabilidade maximizada quando se trata de uma pequena população (Sutherland 2000). Em geral, populações menores que 100 indivíduos de pequenos cetáceos são pouco viáveis, apresentando alto risco de extinção (Thompson *et al.* 2000). Assim, apesar da aparente estabilidade observada nos últimos 20 anos, a população estudada pode ser extremamente suscetível a impactos que causem mortalidade não natural. Esta vulnerabilidade é maior para a pesca cooperativa com pescadores, promovida por uma parcela ainda menor (aproximadamente 25 indivíduos) da população de botos de Laguna.

Para proteger esta população de ameaças atuais e futuras, faz-se necessário um eficiente plano de monitoramento. Conforme observado, os baixos CVs das estimativas de abundância realizadas pelo presente estudo sugerem que o monitoramento (piloto) aqui apresentado foi de fato efetivo e preciso. Segundo a análise de poder, e considerando um CV de 0,11 (uma precisão pessimista), a repetição anual deste esforço em um intervalo de nove anos, possibilitará a detecção de variações populacionais na ordem de 5% com 95% de certeza. Considerando que um esforço concentrado de apenas seis ocasiões de captura gera estimativas de abundância precisas e com baixo custo, a aplicação deste monitoramento de forma continuada e padronizada (cf. Wilson *et al.* 1999) é fortemente sugerida para a detecção de tendências significativas, bem como para estimar com maior segurança, o parâmetro sobrevivência (ou outros parâmetros demográficos), ou, ainda, identificar variações promovidas por eventos estocásticos. Um esforço bianual também seria suficiente para detectar a mesma tendência, porém em 12 anos. Como a mudança total da população original no momento da detecção da tendência seria 9% maior em um esforço bianual, e o custo do monitoramento é baixo, a

aplicação de um esforço anual seria mais efetiva. Tendo a sazonalidade de uma estratégia alimentar (pesca cooperativa) influenciado na probabilidade real de captura, sugere-se ainda que o esforço de monitoramento seja realizado sempre em uma mesma estação. Este monitoramento sistemático é essencial para a elaboração de qualquer estratégia de manejo e/ou plano de conservação que considere a população de *Tursiops truncatus* de Laguna e suas peculiaridades.

### Agradecimentos

Agradecemos pelos valiosos comentários e sugestões do Dr. Philip S. Hammond da Universidade de St. Andrews (Escócia). Também agradecemos as sugestões gerais de Karim Hahn Lüchmann e Maurício Cantor. Este estudo foi financiado pelo CNPq (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBPn (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild.

### Referências bibliográficas

- Anderson, D. R., K. P. Burnham e G. C. White. 1994. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. *Ecology* 75: 1780–1793.
- Bearzi, G., S. Agazzi, S. Bonizzoni, M. Costa e A. Azzellino. 2008. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 130–146.
- Bradford, A. L., D. W. Weller, P. R. Wade, Alexander M. B. e R. L. Brownell Jr. 2008. Population abundance and growth rate of western gray whales *Eschrichtius robustus*. *Endangered Species Research* 6: 1–14.

Burnham, K. P., D. R. Anderson, G. C. White, C. Brownie e K. H. Pollock. 1987. Design and analysis of fish survival experiments based on release–recapture data. American Fisheries Society Monograph, Bethesda, MD.

Burnham, K. P. e D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference. Springer-Verlag, New York, NY.

Cantor, M., L. L. Wedekin, F. G. Daura-Jorge, M. R. Rossi-Santos e P. C. Simões-Lopes. *No prelo*. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): an eight-year mark-recapture study. Marine Mammal Science.

Clavel, J., A. Robert, V. Devictor e R. Julliard. 2008. Abundance estimation with a transient model under the Robust Design. The Journal of Wildlife Management 72: 1203–1210.

Cockcroft, V. G. e G. J. B. Ross. 1990. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the east coast of Southern Africa. Fishery Bulletin 88: 289–302.

Connor, R. C., R. S. Wells, J. Mann e A. J. Read. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. Pages 91–126 in J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack e H. Whitehead, eds. Cetacean societies: field studies of dolphins and whales. The University of Chicago Press, Chicago.

Corkrey, R., S. Brooks, D. Lusseau, K. Parsons, J. W. Durban, P. S. Hammond e P. M. Thompson. 2008. A Bayesian capture-recapture population model with simultaneous estimation of heterogeneity. Journal of the American Statistical Association 103: 948–960.

Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. Biometrika 51: 429–438.

Currey, R. J. C., S. M. Dawson e E. Slooten. 2007. New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining. Pacific Conservation Biology 13: 265–273.

- Currey, R. J. C., S. M. Dawson, E. Slooten, K. Schneider, D. Lusseau, O. J. Boisseau, P. A. Haase e J. A. Williams. 2008. Survival rates for a declining population of bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: an information theoretic approach to assessing the role of human impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 658–670.
- Durban, J. W., D. A. Elston, D. K. Ellifrit, E. Dickson, P. S. Hammond e P. M. Thompson. 2005. Multisite mark-recapture for cetaceans: population estimates with Bayesian model averaging. *Marine Mammal Science* 21: 80–92.
- Eguchi, T., J. A. Seminoff, R. A. LeRoux, P. H. Dutton e D. L. Dutton. 2010. Abundance and survival rates of Green turtles in an urban environment: coexistence of humans and an endangered species. *Marine Biology* 157: 1869–1877.
- Evans P. G. H e P. S. Hammond. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammalian Review* 34: 131–156.
- Fortuna, C. M. 2006. Ecology and conservation of botlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-eastern Adriatic Sea. 2006. PhD thesis, University of St. Andrews, Scotland.
- Fruet, P. 2008. Abundância, mortalidade em atividades pesqueiras e viabilidade da população de botos (*Tursiops truncatus*) do estuário da lagoa dos patos, RS, Brasil. M. Sc. dissertation. FURG, Rio Grande. 192pp.
- Fury, C. A. e P. L. Harrison. 2008. Abundance, site fidelity and range patterns of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in two Australian subtropical estuaries. *Marine and Freshwater Research* 59: 1015–1027.
- Gaspar, R. 2003. Status of the resident bottlenose dolphin population in the Sado Estuary: past, present and future. PhD thesis, University of St Andrews.
- Gerrodette, T. 1987. A Power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364–1372.

Haase, P. A. e K. Schneider. 2001. Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand-preliminary findings. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 35: 675–680.

Hammond, P. S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 8: 253–282.

Hammond, P. S., S. A. Mizroch e G. P. Donovan. 1990. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Report of International Whaling Commission (Special Issue) 12: 135–139.

Horton, G. E. e B. H. Letcher. 2008. Movement pattern and study area boundaries: influences on survival estimation in capture-mark-recapture studies. Oikos 117: 1131–1142.

Huggins, R. M. 1991. Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. Biometrics 47: 725–732.

Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika 52: 225–247.

Kendall, W. L., K. H. Pollock e C. Brownie. 1995. A likelihood based approach to capture-recapture estimation of demographic parameters under the robust design. Biometrics 51: 293–308.

Kendall, W. L., J. D. Nichols e J. E. Hines. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. Ecology 78: 563–578.

Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert e D. R. Anderson. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. Ecological Monographs 62: 67–118

- Lusseau, D., K. Schneider, O. J. Boisseau, P. Haase, E. Slooten e S. M. Dawson. 2003. The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54: 396-405.
- Mann, J., R. C. Connor, L. M. Barre e M. R. Heithaus. 2000. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology* 11: 210–219.
- Meurer, A. Z. e S. A. Netto. 2007. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna estuarine system (South Brazil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 11: 53–62.
- O’Hara R. B., S. Lampila e M. Orell. 2009. Estimation of rates of birth, death and immigration from Mark-Recapture data. *Biometrics* 65: 275–281.
- Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White e D. R. Anderson. 1978. Statistical inference for capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1–135.
- Perret, N., R. Pradel, C. Miaud, O. Grolet e P. Joly. 2003. Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *Journal of Animal Ecology* 72: 567–575.
- Peterson, D., N. Hanazaki e P. C. Simões-Lopes. 2008. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management* 51: 469–475.
- Pollock, K. H. 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 757–760.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie e J. E. Hines. 1990. Statistical Inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107: 3–97.

- Pradel, R., J. E. Hines, J. D. Lebreton e J. D. Nichols. 1997. Capture–recapture survival models taking account of transients. *Biometrics* 53: 60–72.
- Reisinger, R. R. e L. Karczmarski. 2010. Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa. *Marine Mammal Science* 26(1): 86–97.
- Reynolds, J. E., R. S. Wells e S. D. Eide. 2000. *The Bottlenose Dolphin. Biology and Conservation*. The University Press of Florida, Florida.
- Rowat, D., C. W. Speed, M. G. Meekan, M. A. Gore e C. J. A. Bradshaw. 2010. Population abundance and apparent survival of the vulnerable whale shark *Rhincodon typus* in the Seychelles aggregation. *Oryx* 43: 591–598.
- Schwarz, C. J. e A. N. Arnason. 1996. A general methodology for the analysis of capture–recapture experiments in open populations. *Biometrics* 52: 860–873.
- Schwarz, C. J. e G. A. F. Seber. 1999. A review of estimating animal abundance III. *Statistical Science* 14: 427–56.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52: 249–259.
- Seber, G. A. F. 1992. A review of estimating animal abundance II. *International Statistical Review* 60: 129–166.
- Shane, S. H., R. S. Wells e B. Würsig. 1986. Ecology, behavior and social organisation of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2(1):34–63.
- Sharma, R. K., Y. Jhala, Q. Qureshi, J. Vattakaven, R. Gopal e K. Nayak. 2010. Evaluating capture–recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation* 13: 94–103.
- Silva, M. A., S. Magalhães, R. Prieto, R. S. Santos e P. S. Hammond. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series* 392: 263–276.



Simões-Lopes, P. C., M. E. Fabian e J. O. Menegheti. 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 709–726.

Simões-Lopes, P. C. e M. E. Fabian. 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16: 1017–1024.

Stevick, P. T., P. J. Palsbøll, T. D. Smith, M. V. Bravington e P. S. Hammond. 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1861–1870.

Stolen, M. K. e J. Barlow. 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon System, Florida, USA. *Marine Mammal Science* 19: 630–649.

Sutherland, W. J. 2000. The conservation handbook: research, management and policy. Blackwell. 278p.

Taylor, B. L. e T. Gerrodette. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology* 7: 489–500.

Taylor, M. K., J. Laake, P. D. McLoughlin, H. D. Cluff, E. W. Born, A. R. Asvid e F. Messier. 2008. Population parameters and harvest risks for polar bears (*Ursus maritimus*) of Kane Basin, Canada and Greenland. *Polar Biology* 31: 491–499.

Thompson, P. M., B. Wilson, K. Grellier e P. S. Hammond. 2000. Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. *Biological Conservation* 14: 1253–1263.

Wells, R. e M. D. Scott. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture–release techniques. *Report of International Whaling Commission (Special Issue)* 12: 407–415.

Wells, R. S. 1991. The role of long term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. Pages 199–225 in K. Pryor e K. S. Norris, eds. *Dolphin Societies: Discoveries And Puzzles*. The University of California Press, Berkeley, LA.

White, G. C. e K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–138.

Williams, B. K., J. D. Nichols e M. J. Conroy. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press. 827p.

Williams, J. A., S. M. Dawson e E. Slooten. 1993. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2080–2088.

Wilson, B., P. S. Hammond e P. M. Thompson. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9: 288–300.

Würsig, B. e T. A. Jefferson. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. Report of International Whaling Commission (Special Issue) 12: 43–52.

### CAPÍTULO 3:

Padrões espaciais do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil, e suas relações com hábitat

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,2\*</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.*

<sup>2</sup>*Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.*

\* Autor para correspondência: [daurajorge@gmail.com](mailto:daurajorge@gmail.com)

### Resumo

Padrões espaciais representam a base para inferências sobre processos ecológicos. No presente estudo, foram analisados descritores espaciais e as relações com o hábitat em uma população do boto-da-tainha em Laguna, sul do Brasil. Para obter estas informações foi conduzido um esforço de foto-identificação homoganeamente distribuído ao longo da área de estudo. Além da identificação da área de vida e concentração, foram utilizados modelos de ocupação para avaliar a probabilidade de uso e quais fatores do hábitat são determinantes para esta. Adicionalmente, foram investigados a sazonalidade, o efeito da maré e a relação entre o comportamento espacial e uma singular cooperação entre botos e pescadores artesanais. Como resultado, destaca-se o alto grau de residência à área e uma utilização desigual da mesma. Foi estimada uma pequena área de vida (Kernel 95%: 27,6 km<sup>2</sup>; MCP: 25,5 km<sup>2</sup>), além de uma área de concentração bem definida e próxima ao canal de ligação entre o sistema lagunar e o mar. A probabilidade de uso variou entre 0,12 e 0,95, sendo negativamente determinada pela distância

de pontos de conexão (entre lagoas e/ou mar e rio). A probabilidade de detecção variou entre 0,01 e 0,41, sendo negativamente influenciada pela distância de pontos de pesca cooperativa. No entanto, esta influência variou levemente entre estações. Durante a maré enchente, a distribuição ao longo do complexo lagunar foi sutilmente mais interna do que na maré vazante. Por fim, botos que cooperam e não cooperam apresentaram variações espaciais e botos com a mesma estratégia de forrageio apresentaram maior sobreposição espacial entre si.

Palavras-chave: área de vida, área de concentração, relações com hábitat, sobreposição espacial, *Tursiops truncatus*.

## Introdução

A descrição de padrões espaciais de uma população e/ou indivíduos é uma informação chave para entender diversos aspectos ecológicos como dinâmica populacional e organização social (Krebs, 2001), bem como para o planejamento de ações de conservação (Rushton et al., 2004). Múltiplos fatores são indicados como relevantes para a definição de um padrão espacial, sendo as características do hábitat, a abundância de recursos alimentares e a fuga de predadores, os mais determinantes (Heithaus & Dill, 2002; Vlietstra, 2005; Soto et al., 2006). Conhecer um padrão espacial em nível individual permite a identificação do grau de residência da população, da área de vida e da área de concentração (Sandell, 1989), além de representar um primeiro passo para inferir sobre processos de uso do hábitat (Powell, 2000). Como resultados, tornam-se possíveis *insights* sobre variações estruturais do ambiente e da disponibilidade de recursos alimentares (Damuth, 1981; Viale, 1985; Selzer & Payne, 1988).

No entanto, padrões espaciais *per se* não são suficientes para entender “processos” ecológicos e geográficos (Elith et al., 2006). Nestes casos, é comum a utilização de modelos preditivos, como *Generalized Linear Models* (GLMs) e *Generalized Additive Models* (GAMs), que possibilitam inferências sobre a relação entre a distribuição da espécie e condições (variáveis) do hábitat (Guisan & Thuille, 2005; Elith et al., 2006). Para os cetáceos, GLMs e GAMs são extensivamente utilizados (e.g. Cañadas et al., 2005; Ferguson et al., 2006; Ingram et al., 2007), com relevante contribuição para a definição de estratégias de conservação (Embling et al., 2010). Mais recentemente, a aplicação de modelos de ocupação (*occupance models*) também tem se mostrado uma ferramenta poderosa para descrever relações com hábitat, mesmo em estudos em escala local, em que a quebra de premissas (*ver adiante*) exige uma leitura do termo “ocupação” como “uso” (MacKenzie et al., 2006). A vantagem destes modelos é que o registro de uma espécie em uma área é a combinação de duas probabilidades: a probabilidade de

ocorrência (ou uso, sendo este identificado pela presença) e a probabilidade de detecção (MacKenzie et al., 2006).

Um dos conceitos mais úteis sobre área de vida a define como “a área utilizada para atividades vitais de um indivíduo” (Burt, 1943). Já hábitat, define-se como a combinação de todos os recursos disponíveis em uma área (Krebs, 2001). Em geral, pequenos cetáceos apresentam grandes áreas de vida que vão muitas vezes além da capacidade de um esforço amostral em termos espaciais. Para o presente estudo, o termo área de vida foi utilizado para definir a área de utilização dentro da área de estudo. Os processos que definem uma área de vida (ou área de uso) também dependem da escala espacial. Uma abordagem em escala local, como no estudo atual, tende a indicar uma forte relação entre estratégias de forrageio, uso do espaço e disponibilidade de presas (Allen et al., 2001). Aparentemente, existe uma correlação inversa entre o tamanho da área de vida e a produtividade do hábitat (Sandell, 1989). Em habitats produtivos, o requerimento espacial é menor pela alta disponibilidade de recursos.

O boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) apresenta uma distribuição cosmopolita e é frequentemente observado em habitats costeiros, como estuários, lagoas e desembocaduras de rios (Leatherwood & Reeves 1983; Connor et al., 2000). No entanto, os estudos sobre padrões espaciais da espécie sugerem uma variedade de estratégias e formas de uso do espaço. Algumas populações apresentam alto grau de residência e fidelidade à área, com poucos deslocamentos e pequena área de vida (Shane, 1980; Scoot et al., 1990; Gubbins, 2002; Bearzi et al., 2008). Outras apresentam características de transeuntes, utilizando diversos ambientes apenas temporariamente, acarretando em uma área de vida maior (Kenney, 1990; Ballance, 1992; Defran et al., 1999; Silva et al., 2008). Alguns fatores definem esta variabilidade, no entanto, um hábitat produtivo é considerado requisito básico para a ocorrência de populações residentes e com pequena área de vida.

Ao longo das águas costeiras do sul do Brasil o boto-da-tainha é observado com frequência, destacando-se a população que utiliza durante todo o ano o complexo lagunar adjacente à cidade de Laguna (Simões-Lopes & Fabian, 1999). Nesta população ocorre a pesca cooperativa entre alguns indivíduos e pescadores artesanais. Esta interação é mais intensa durante o período migratório das tainhas (*Mugil spp.*), que se inicia a cada outono (Simões-Lopes et al., 1998). Aparentemente, trata-se de uma interação mutualística e o comportamento de botos e pescadores é fortemente ritualizado. Botos cercam cardumes de tainhas contra uma barreira dinâmica de pescadores e “indicam”, por um comportamento estereotipado, o momento e lugar adequado para os pescadores lançarem suas tarrafas (ver detalhes em Simões-Lopes et al., 1998).

O alto grau de residência à área já foi previamente identificado e a população pode ser considerada pequena, com aproximadamente 50 indivíduos, e aparentemente estável (Simões-Lopes & Fabian, 1999; *Capítulo 2*). Indivíduos transeuntes são observados ao longo do litoral adjacente, porém dificilmente entram no complexo lagunar. No entanto, Simões-Lopes e Fabian (1999) identificaram deslocamentos em grande escala de indivíduos entre as populações de Laguna e de Tramandaí, aproximadamente 220 km ao sul. Este padrão sugere que, ao menos para alguns indivíduos, o grau de residência é menor e que estes utilizam grandes áreas ou mesmo abandonam a área de estudo temporariamente. Todavia, em esforço recente (*Capítulo 2*), foi estimado que a probabilidade destes eventos migratórios é baixa para a população em estudo. Em relação ao uso do espaço em escala local, considerado aqui o complexo Lagunar, pouco se sabe sobre a população de *Tursiops truncatus* de Laguna.

Desta forma, o presente estudo busca: (a) reavaliar o grau de residência da população de *T. truncatus* de Laguna; (b) descrever padrões de uso espaciais, identificando áreas de uso e concentração; (c) explorar variáveis preditivas do hábitat, modelando probabilidades de uso e

detecção ao longo da área de estudo; (d) avaliar a influência de fatores sazonais e um possível efeito da dinâmica de marés; e, por fim, (e) associar o padrão espacial descrito com estratégias de forrageio, comparando indivíduos que interagem cooperativamente com o pescador e os que não interagem. Com base na peculiaridade comportamental relacionada ao evento de pesca cooperativa entre botos e pescadores, a hipótese geral a ser investigada é de influência desta estratégia de forrageio (a pesca cooperativa) na definição dos padrões espaciais.

## Métodos

### *Área de estudo*

Adjacente à cidade de Laguna (28°20'S e 48°50'O), o sistema costeiro formado por três subunidades, Lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio, representa um dos maiores complexos lagunares do sul do Brasil, abrangendo uma área de aproximadamente 300 Km<sup>2</sup> (Figura 1). A porção norte e mais interna deste sistema é representada pela Lagoa Mirim, a porção central é formada pela Lagoa de Imaruí e a porção sul pela Lagoa de Santo Antônio. Esta última recebe as águas das outras duas lagoas e do Rio Tubarão, além de se conectar com o mar. Em geral, todo o sistema lagunar é raso, com uma profundidade média de 2 metros, com exceção do canal de conexão com o mar. Este sistema caracteriza-se por ser bastante dinâmico e influenciado fortemente pelos ventos predominantes (SE e NE), pela maré e pela pluviosidade (Meurer & Netto, 2007). Quando não urbanizado ou modificado, as margens das lagoas são formadas por áreas pantanosas, marismas, praias arenosas ou pequenos costões rochosos. Até o presente, existe uma carência de estudos que descrevem a qualidade da água e do sedimento do hábitat local.





Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim no sul do Brasil. Linha pontilhada representa a rota de amostragem pré-definida ao longo da área de estudo.

#### *Coleta de dados*

Entre setembro de 2007 e setembro de 2009 foram realizadas quatro amostragens em cada mês, totalizando 96 dias de campo. Para tal, foi utilizada uma pequena embarcação (5 metros com motor de 15 hp) que percorria rotas pré-definidas (Figura 1), cobrindo a área de estudo de forma homogênea nas lagoas de Santo Antônio e Imaruí. Quando detectado um grupo de botos, eram conduzidas sessões de 20 minutos de foto-identificação por grupo. Para cada sessão eram coletados dados de posição geográfica, hora, comportamento, estado de maré, e tamanho de grupo. Um grupo foi definido como indivíduos em um raio de 50 metros (adaptado de Lusseau et

al., 2003). Para garantir que o maior número de indivíduos fosse fotografado, eram obtidas no mínimo quatro fotos, de ambos os lados e sem preferências, para cada indivíduo do grupo (Würsig & Jefferson, 1990). Para tal, foi utilizada câmera fotográfica digital Canon (EOS XT) e lentes AF Canon (75-300 mm).

A identificação individual se deu por marcas naturais de longa duração na nadadeira dorsal como cortes, cicatrizes, deformidades ou doenças de pele (e.g. Würsig & Jefferson, 1990; Williams et al., 1993). Indivíduos com marcas de curta duração foram considerados somente se estas marcas persistissem ao longo de uma estação e se uma nova marca aparecesse antes do desaparecimento da marca original. Isto só foi possível devido ao grande esforço amostral de forma concentrada em curto intervalo temporal. Foram consideradas apenas fotos de boa qualidade (ângulo, luz e foco). A melhor foto de cada indivíduo foi selecionada e incluída em um catálogo de referência, utilizado para comparar e identificar novos indivíduos. Apenas dias de amostragem com condições favoráveis (Beaufort < 3) em que a rota pré-definida foi completamente amostrada (72 saídas), totalizando no mínimo 30 km/dia, foram considerados.

Indivíduos fotografados foram classificados em adultos, juvenis e filhotes, de acordo com o tamanho e coloração (cf. Cockcroft & Ross, 1990), sendo que filhotes foram excluídos das análises pela ausência de marcas de longa duração. Também foram classificados quanto à estratégia de forrageio: (1) os que cooperam frequentemente com os pescadores artesanais (botos cooperativos) e (2) os que cooperam ocasionalmente ou raramente com os pescadores artesanais (botos não-cooperativos). Estas classes foram definidas com base em duas abordagens. Botos observados cooperando mais frequentemente que a média da população (calculada com base na frequência de registros de pesca cooperativa para cada indivíduo) foram considerados botos cooperativos; enquanto botos observados cooperando menos frequentemente que a média da população foram classificados como não-cooperativos. Como

aparentemente os pescadores artesanais são aptos a distinguir corretamente entre botos que cooperam e não cooperam (Simões-Lopes et al., 1998; Peterson et al., 2008), entrevistas informais com pescadores experientes na pesca cooperativa foram utilizadas para confirmar a classificação acima.

#### *Análise de dados*

Para investigar a taxa de residência individual, o número total de meses com ocorrência de um indivíduo na área foi dividido pelo número total de meses com esforço amostral (cf. Simões-Lopes et al., 1999). Adicionalmente, a taxa de encontro para cada indivíduo foi calculada com base na proporção de dias com registro do indivíduo, pelo total de dias amostrados. Variações na taxa de residência e de encontro foram examinadas entre botos cooperativos e não-cooperativos, bem como entre estações do ano, pelos testes de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis, respectivamente (Underwood, 1997).

A área de uso individual (área utilizada dentro da área de estudo – Hooker et al., 2002) foi estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC; Mohr, 1947) e de Kernel Fixo (Worton, 1989), utilizando-se da extensão Hawth's Analysis Tools para o Arcgis 9.2 (Beyer, 2004). Para minimizar o efeito de autocorrelação espacial foi considerado apenas um registro por indivíduo no mesmo dia de amostragem. Foram incluídos na análise apenas indivíduos com curvas acumulativas de tamanho da área estabilizadas (assintóticas), ou seja, quando novas adições não aumentavam a área estimada pelo MPC, sugerindo um esforço amostral suficiente (cf. Wedekin et al., 2010).

O MPC define o menor polígono possível que engloba todos os registros de ocorrência. Produz uma estimativa de área geralmente com alto viés (Kernohan et al., 2001), sendo aqui utilizado apenas para abordagens comparativas de variação do tamanho da área de uso. O

Método de Kernel Fixo é uma abordagem probabilística que oferece uma densidade de uso ao longo da área estudada, sendo possível definir diferentes linhas de contorno que expressam probabilidades de ocorrência. Assim, cada linha de contorno representa a chance de ocorrência em uma área específica da área de estudo (Powell, 2000). Neste estudo, a área de uso foi definida pela linha de contorno de 95%, enquanto a área de concentração pela linha de contorno de 50%. Embora considerada atualmente como a técnica mais acurada, o método de Kernel é extremamente sensível à escolha do tamanho da banda (Powell, 2000). Assim, foi aplicado o método de “validação cruzada” (*Least Square Cross Validation*) para estimar o valor do tamanho de banda (*Smoothing Parameter*) mais adequado (Powell, 2000) - para isto, foi utilizado o *software* Animal Space Use 1.3 (Horne & Garton, 2009). Este procedimento é o mais objetivo e confiável para selecionar o tamanho de banda utilizado nas estimativas de área de uso por Kernel (Seaman et al., 1999). Para explorar visualmente a variação sazonal da distribuição espacial, Kernel 95% e 50% foram analisados para os registros pontuais, por estação, dos indivíduos identificados. Um MPC para cada dia, agora considerando registros de grupos, também foi gerado e a variação da média do tamanho da área utilizada pela população foi testada entre estações (Kruskal-Wallis; Underwood, 1997).

#### *Modelando relações com o hábitat*

Para identificar quais fatores do hábitat podem estar determinando o padrão de uso do espaço, foram aplicados modelos de ocupação da área (*occupance models*). Esta abordagem leva em consideração uma probabilidade imperfeita de detecção (MacKenzie et al., 2002, 2006). Assim, dois parâmetros são estimados: probabilidade de ocorrência, definida como a probabilidade de um ponto, selecionado aleatoriamente na área de interesse, ser ocupado; e a probabilidade de detecção, definida como a probabilidade de um indivíduo ser detectado em

uma área ocupada durante uma amostragem (MacKenzie et al., 2006). Considerando a escala do estudo e a mobilidade da espécie dentro desta, a premissa de ocupação estática (uma vez que a ocorrência é detectada em um ponto, este não deixará de ser ocupado durante o período), é certamente violada. No entanto, assumindo que a mudança da ocupação real em um determinado ponto ocorre ao acaso, as estimativas de ocupação ainda são válidas (MacKenzie et al., 2005), mas devem ser interpretadas em termos de “uso” da área.

Primeiramente, a área de estudo foi dividida em uma grade de 117 quadrantes com 1 km<sup>2</sup> cada (Figura 2). Tamanhos diferentes de quadrantes foram testados, porém este foi o de melhor “encaixe” aos limites da área. A partir daí, amostragens repetidas ao longo desta grade foram conduzidas utilizando uma rota pré-definida (uma combinação alternada de uma rota circular e um *zigzag* ao longo da área de estudo; ver Figura 1). Um quadrante foi considerado amostrado quando visitado pela rota amostrada (*track-line*; Figura 2). Quadrantes vizinhos aos quadrantes visitados também foram considerados amostrados. Para esta análise utilizou-se somente dados de 2009, já que durante este período o esforço foi mais adequado em termos de distribuição ao longo dos quadrantes. Cada dia representou uma ocasião de detecção, e foram incluídos na análise cinco dias por estação, escolhidos aleatoriamente (20 ocasiões no total). A ausência de amostragem em um quadrante específico, em um determinado dia de esforço, foi acomodada seguindo orientação de MacKenzie et al. (2006).

Com base em um sistema de informação geográfica (SIG), para cada quadrante um conjunto de covariáveis explicativas foi definido, incluindo: distância do ponto de conexão mais próximo, como conexão entre o mar, o rio e as lagoas (*Dconexão*); distância da margem mais próxima (*Dmargem*); distância do canal de ligação com o mar (*Dmar*); distância do ponto de cooperação mais próximo (*Dcoop*); área do quadrante, que é diferente de 1 km<sup>2</sup> quando sobrepõe com área de terra (*Área*); e, área de canal, uma classificação categórica do quadrante (canal ou não canal).

Para o cálculo das distâncias, utilizou-se o ponto central de cada quadrante. A variável resposta foi definida como a presença (1) ou ausência (0) de botos em cada quadrante por ocasião.

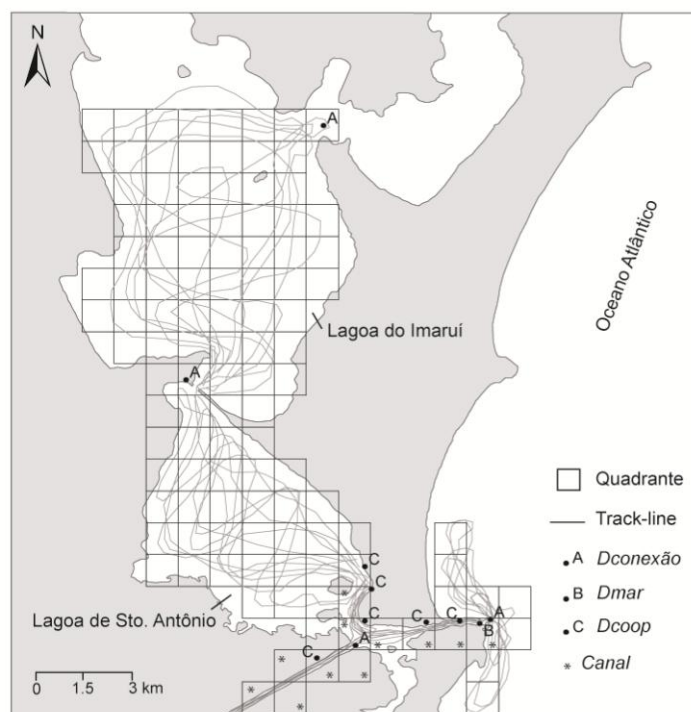


Figura 2: *Track-line* (GPS) e quadrantes (unidades) utilizados na análise de dados. Ponto A representa áreas de conexão (*Dconexão*); ponto B representa área de ligação com o mar (*Dmar*); ponto C representa locais de pesca cooperativa (*Dcoop*); \* representa quadrantes definidos como áreas de canal.

Uma análise por estação-única (*single-season analysis*; ver detalhes em MacKenzie et al., 2006) foi conduzida utilizando o programa PRESENCE 2.0. Um conjunto de modelos, incluindo o efeito das covariáveis supracitadas na probabilidade de uso e detecção, foi elaborado. Como as variáveis explicativas são moderadamente correlacionadas e o objetivo aqui é identificar o fator mais determinante que influencia o padrão espacial, não foram modelados termos de interação ou aditivos entre covariáveis (ver Embling, 2007). No entanto, para o modelo mais parcimonioso

(com a covariável mais explicativa), um efeito temporal, definido como estação, foi incluído, tanto como termo de interação como aditivo, para a estimação da probabilidade de detecção. Finalmente, o modelo mais parcimonioso foi selecionado pelo método AIC (*Akaike Information Criteria*) (cf. Burnham & Anderson, 2002).

#### *Efeito da maré*

Para investigar um possível efeito da maré no padrão de distribuição, para cada momento de maré (vazante ou enchente) foi realizada uma análise de regressão linear entre a taxa de encontro por quadrante (número de avistagens no quadrante  $j$  pelo número de vezes que o quadrante  $j$  foi visitado; cf. Ingram et al., 2007) e a covariável distância do mar ( $Dmar$ ). Neste caso, a taxa de encontro por quadrante foi utilizada para evitar um viés promovido por esforço desigual entre quadrantes. A escolha da covariável explicativa distância do mar ( $Dmar$ ) para esta análise, considerou o interesse em examinar se a distribuição é mais interna ao sistema lagunar durante a maré vazante ou enchente. Momentos de maré morta (parada) foram incluídos no estado de maré precedente (cf. Ingram et al., 2007).

#### *Sobreposição espacial entre indivíduos*

Variações do tamanho da área de concentração (Kernel 50%) e da área de uso (MPC) foram analisadas, por Mann-Whitney (Underwood, 1997), entre botos cooperativos e não cooperativos. A sobreposição espacial entre áreas de uso individual foi avaliada utilizando o seguinte índice de sobreposição (adaptado de Silva et al., 2008):  $(S_{ij}/S_i) * (S_{ij}/S_j)$ , sendo que  $S_{ij}$  é o tamanho da área de sobreposição entre os indivíduos  $i$  e  $j$ ,  $S_i$  é o tamanho da área de uso do indivíduo  $i$  e  $S_j$  é o tamanho da área de uso do indivíduo  $j$ . Este índice foi calculado para cada combinação de pares de indivíduos considerando como método de estimativa da área de uso o

Kernel 95%. A partir dos índices de sobreposição entre todos os pares de indivíduos foi gerada uma matriz de similaridade que serviu de referência para uma análise de ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) (Legendre & Legendre, 1998). Esta abordagem considerou a classificação de indivíduos que cooperaram e os que não cooperaram.

## Resultados

### *Esforço amostral*

Ao longo dos 72 dias de campo foram percorridos aproximadamente 2800 km na área de estudo durante 450 horas de esforço amostral e 320 horas de observação direta. Por questões logísticas e pela baixa taxa de encontro, a área da Lagoa Mirim foi amostrada apenas ocasionalmente durante o período de estudo, ao passo que a área externa adjacente foi amostrada apenas no segundo ano. Já as Lagoas de Santo Antônio e Imaruí foram amostradas de forma homogênea, tanto em termos espaciais, como temporais, especialmente ao longo do segundo ano de estudo (na primavera de 2007, a Lagoa do Imaruí foi levemente menos amostrada por condições ambientais). Foram observados 1060 grupos sendo que o tamanho médio de grupo foi 2,8 indivíduos. Para as análises de área de uso, 90% dos indivíduos foto identificados (n=42) foram incluídos por apresentarem estabilização da curva cumulativa de tamanho da área de uso estimada pelo MPC.

### *Residência*

A taxa de residência foi superior a 50% para 41 indivíduos, sendo inferior nos seis indivíduos restantes. Uma taxa de 70% a 80% e 80% a 90% foi observada em 27% e 32% dos indivíduos, respectivamente. Outros seis indivíduos apresentaram taxas superiores a 90%, sendo que destes, dois apresentaram residência de 100%. A taxa de encontro foi de 30% a 50% em 74% dos



indivíduos, sendo inferior a 30% em 22% da população e superior a 50% em 4% dos indivíduos (Figura 3). A taxa de encontro média foi de 27% e a taxa de residência média foi de 63%. Não ocorreu variação significativa no grau de residência e a taxa de encontro entre indivíduos que cooperam e que não cooperam com o pescador artesanal (Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Também não foi observada uma variação sazonal significativa na média da taxa de encontro considerando toda a população (Kruskal-Wallis,  $p > 0.05$ ).

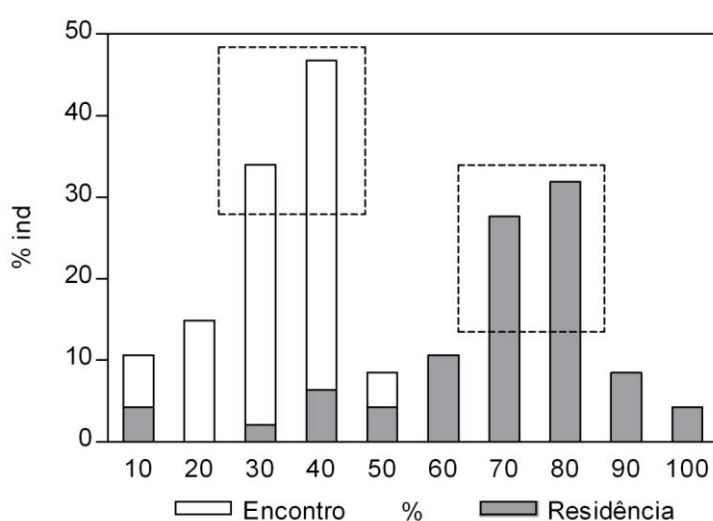


Figura 3: Porcentagem de indivíduos (% ind) por taxa de encontro e residência. Quadrados pontilhados acusam as taxas mais frequentes.

### Área de uso e concentração

A nuvem de pontos de distribuição com os registros de todos os indivíduos demonstra uma intensa utilização do canal que liga o Rio Tubarão e a Lagoa de Santo Antônio ao mar (Figura 4). Esta área é caracterizada como área de concentração, pelo método de Kernel 50%. O restante da Lagoa de Santo Antônio também é intensamente utilizado, até o canal de ligação desta com a Lagoa de Imaruí, definindo a área de uso estimada pelo Kernel 95%. Nota-se ainda que, apesar dos registros dispersos ocorrentes na Lagoa de Imaruí, os mesmos são ocasionais e pouco

relevantes para defini-la como a área de uso. Não foram observados indivíduos a uma distância superior a um quilômetro da desembocadura do canal de ligação com o mar, em área externa ao complexo Lagunar. Além de ser uma área utilizada durante atividades de alimentação, as áreas de uso e concentração também caracterizam áreas de passagem entre dois ambientes menos utilizados, ocorrendo frequentes deslocamentos entre as águas externas adjacentes ao complexo lagunar e a Lagoa de Imaruí (Figura 4). O tamanho médio da área de uso individual, estimado por Kernel 95%, foi de  $27,6 \text{ km}^2 (\pm 14,5 \text{ km}^2)$ , sendo que a menor área de uso foi de  $7,3 \text{ km}^2$  e a maior foi de  $51,4 \text{ km}^2$ . A estimativa por MPC foi de  $25,5 \text{ km}^2 (\pm 17,1 \text{ km}^2)$ , sendo a menor de apenas  $2,2 \text{ km}^2$  e a maior de  $70,6 \text{ km}^2$ .

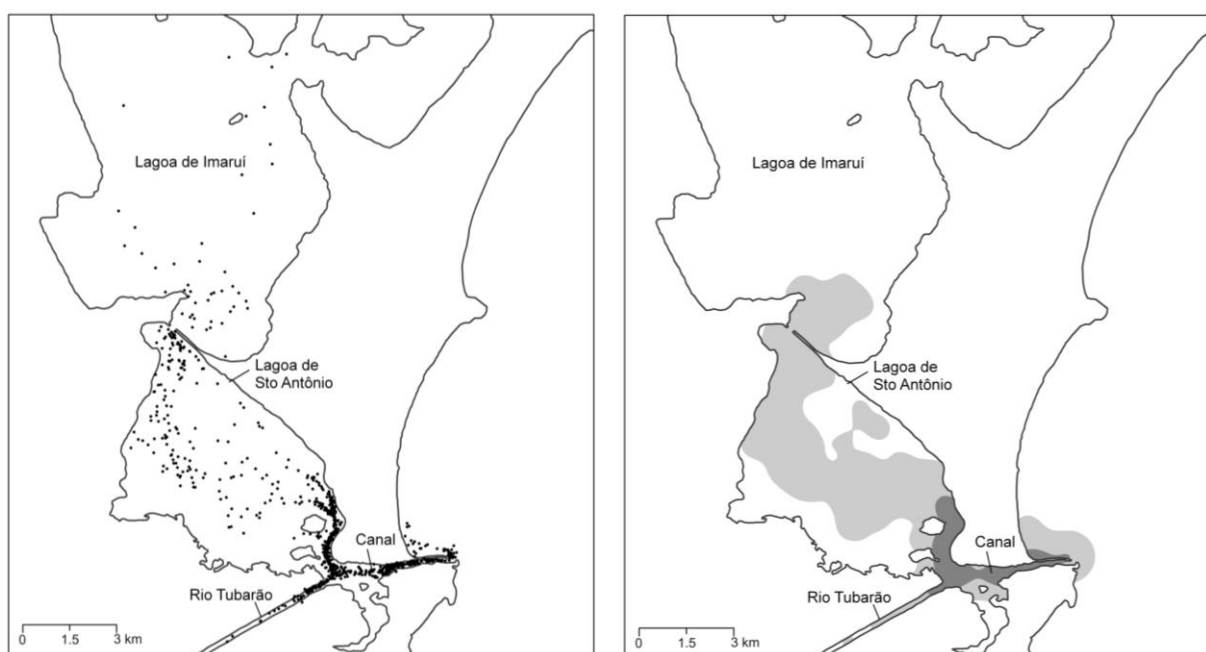


Figura 4: Distribuição espacial (esquerda) pela nuvem de pontos de todos os indivíduos, área de uso (direita) por Kernel 95% (cinza claro) e área de concentração por Kernel 50% (cinza escuro).

Comparando a área de concentração ao longo das estações do ano é possível observar que não ocorreu variação na sua localização, apesar das estações de verão, outono e inverno de 2009 apresentarem também como área de concentração, o canal de ligação entre as lagoas e,

apenas no verão, uma pequena área interna à Lagoa de Santo Antônio (Figura 5). A área de uso compreendeu a Lagoa de Santo Antônio em todas as estações. Nas estações frias e no verão de 2009 a Lagoa de Imaruí foi utilizada mais intensamente, sugerindo uma distribuição mais interna ou dispersa dentro do complexo lagunar durante este período (Figura 5). Nota-se que este padrão de uso de águas mais internas foi crescente ao longo do estudo. O tamanho da área de uso estimado pelo MPC foi significativamente diferente entre estações (Kruskal-Wallis;  $p = 0,043$ ). No entanto, esta diferença foi observada somente entre a primavera de 2007 (menor) e o outono de 2009 (Dunn's post test;  $p < 0,05$ ) – por condições climáticas, o esforço foi desigual na Lagoa de Imaruí na primavera de 2007.

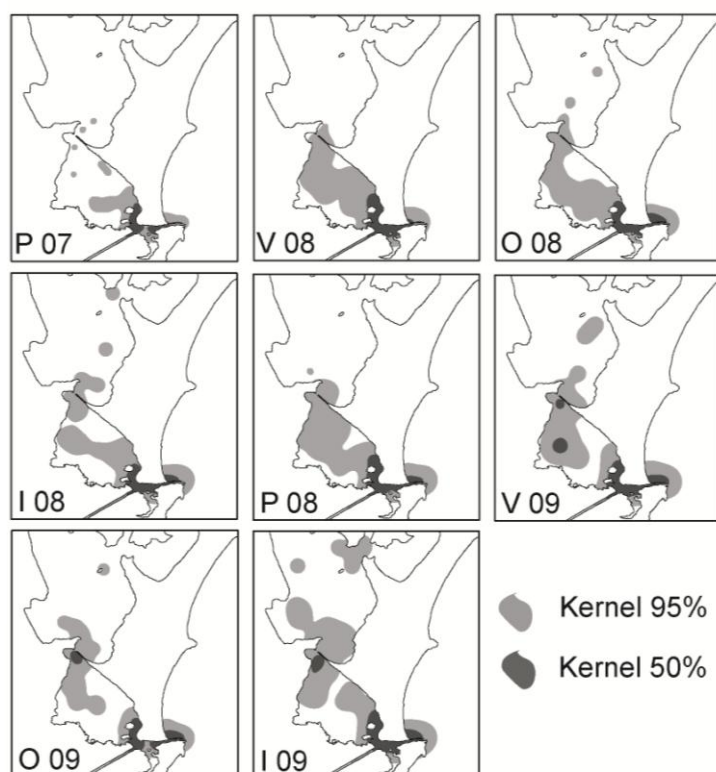


Figura 5: Variação sazonal da área de uso representada pelo método de Kernel 95% (cinza claro) e área de concentração por Kernel 50% (cinza escuro). Primavera (P); Verão (V); Outono (O); Inverno (I).

### *Modelando relações com habitats*

Para a primeira rodada de modelos de ocupação, a probabilidade de uso foi considerada constante entre pontos. A partir daí, foi elaborado um modelo para o efeito de cada covariável sobre a probabilidade de detecção (modelos 5 e 10-16). Claramente, o modelo mais parcimonioso sugere que a distância de pontos de cooperação (*Dcoop*) é o fator mais determinante influenciando a probabilidade de detecção (modelo 5). Esta relação foi forte e negativa (Figura 6a), ou seja, quanto menor a distância de pontos de cooperação, maior a detectabilidade. Na segunda rodada de modelos, agora mantendo o efeito da covariável distância de pontos de cooperação sobre a probabilidade de detecção, examinou-se o efeito de cada covariável sobre a probabilidade de uso (modelos 2, 4 e 6-9). Neste caso, o modelo mais parcimonioso indica que a distância do ponto de conexão mais próximo (*Dconexão*) é um fator chave determinando o uso de uma área (modelo 2; Tabela 1). Esta relação também foi negativa e forte (Figura 6b), ou seja, quanto menor a distância de pontos de conexão, maior a probabilidade de utilização. Finalmente, foi incluído um efeito sazonal, na probabilidade de detecção, interagindo com a covariável distância de pontos de cooperação ou como um termo aditivo ao modelo base (modelos 1 e 3). Neste caso, o modelo com efeito sazonal interagindo com a covariável pontos de cooperação foi o mais parcimonioso. De fato, plotando a distância de pontos de cooperação contra a probabilidade de detecção, nota-se que durante a primavera, a detecção de botos em relação aos pontos de cooperação se comportou diferente do observado para as demais estações (Figuras 6c-f). Aparentemente, ocorreu um leve aumento na detecção nos quadrantes mais próximos de pontos de cooperação. A probabilidade de uso variou entre quadrantes de 0,12 a 0,95, enquanto a probabilidade de detecção variou de 0,01 a 0,41.

Tabela 1: Seleção de modelos examinando os fatores (covariáveis) que afetam a probabilidade de ocorrência e detecção do boto-da-tainha em Laguna. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo AIC (*Akaike Information Criteria*). AIC *Weights* indica quanto de suporte o modelo selecionado tem em relação aos demais. *Deviance* é uma medida de ajuste dos modelos. *NPar* indica o número total de parâmetros estimados. Notações e covariáveis: (.) constante; (t) estação-dependente; (*Dconexão*) distância do ponto de conexão mais próximo; (*Dmargem*) distância da margem; (*Dmar*) distância da boca da barra; (*Dcoop*) distância de pontos de cooperação; (*Área*) área do quadrante; (*Canal*) habitats definidos como canais.

ID	Modelo	AIC	$\Delta$ AIC	AIC <i>Weight</i>	<i>Deviance</i>	<i>NPar</i>
1	{psi( <i>Dconexão</i> ),p( <i>Dcoop</i> *t)}	942,99	0,00	0,92	922,99	10
2	{psi( <i>Dconexão</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	947,93	4,94	0,08	939,93	4
3	{psi( <i>Dconexão</i> ),p( <i>Dcoop</i> +t)}	953,74	10,75	0,00	939,74	7
4	{psi( <i>Canal</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	958,25	15,26	0,00	950,25	4
5	{psi(.),p( <i>Dcoop</i> )}	961,42	18,43	0,00	955,42	3
6	{psi( <i>Dcoop</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	961,47	18,48	0,00	953,47	4
7	{psi( <i>Dmar</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	962,34	19,35	0,00	954,34	4
8	{psi( <i>Área</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	963,01	20,02	0,00	955,01	4
9	{psi( <i>Dmargem</i> ),p( <i>Dcoop</i> )}	963,07	20,08	0,00	955,07	4
10	{psi(.),p( <i>Dmar</i> )}	978,43	35,44	0,00	972,43	3
11	{psi(.),p( <i>Canal</i> )}	985,04	42,05	0,00	979,04	3
12	{psi(.),p( <i>Área</i> )}	992,01	49,02	0,00	986,01	3
13	{psi(.),p( <i>Dmargem</i> )}	1003,47	60,48	0,00	997,47	3
14	{psi(.),p( <i>Dconexão</i> )}	1012,73	69,74	0,00	1006,73	3
15	{psi(.),p(.)}	1097,25	154,26	0,00	1093,25	2
16	{psi(.),p(t)}	1102,91	159,92	0,00	1092,91	5

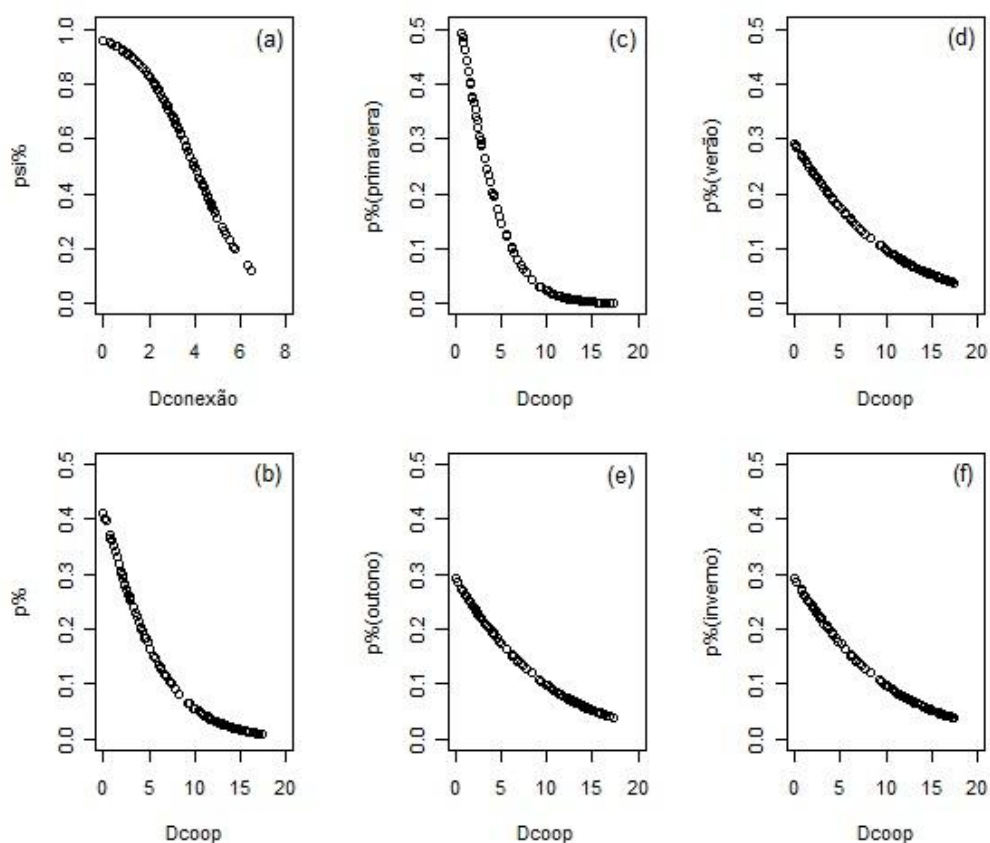


Figura 6: Probabilidade de ocupação pela distância de pontos de conexão (*Dconexão*) mais próxima (a), probabilidade de detecção pela distância do ponto de cooperação (*Dcoop*) (b), e probabilidade de detecção pela distância do ponto de cooperação por estação (c-f). As distâncias do eixo x estão em km.

#### Efeito de maré

Quanto ao efeito maré, durante a maré vazante foi observada uma relação negativa e moderada entre a taxa de encontro por quadrante e a distância da boca da barra (*Dmar*) ( $r^2 = -0,314$ ;  $p < 0,001$ ). Já durante a maré enchente esta relação foi levemente enfraquecida ( $r^2 = -0,109$ ;  $p < 0,01$ ), sugerindo uma distribuição comparativamente mais interna ao sistema lagunar durante a maré enchente (Figuras 7a,b).

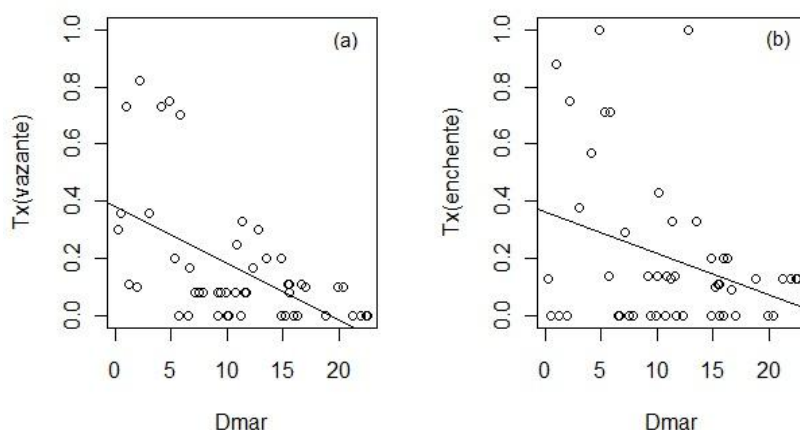


Figura 7: Taxa de encontro por quadrante pela distância do mar ( $D_{mar}$ ) nas marés vazante (a) e enchente (b). As distâncias do eixo x estão em km.

#### *Estratégias de forrageio e sobreposição de área*

Comparando a área de uso e concentração entre botos cooperativos e não cooperativos, nota-se claramente que, pelo MPC, indivíduos que cooperam com o pescador utilizam áreas significativamente menores ( $12,88 \text{ km}^2 \pm 10,63 \text{ km}^2$ ) que os indivíduos que não cooperam ( $34,88 \text{ km}^2 \pm 14,85 \text{ km}^2$ ) (Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). O método de Kernel 95% sugere padrão semelhante, com áreas também menores ( $28,90 \text{ km}^2 \pm 11,41 \text{ km}^2$ ) para botos cooperativos em relação aos não cooperativos ( $56,02 \text{ km}^2 \pm 10,70 \text{ km}^2$ ). A área de concentração dos botos que cooperam se limita às áreas circunvizinhas aos pontos de cooperação, enquanto a área de uso recebe a adição de duas pequenas áreas internas na Lagoa de Santo Antônio (Figura 8). Para os que não cooperam, nota-se que a área de concentração compreende toda a área de concentração dos que cooperam e mais uma área interna próxima à ligação entre as lagoas. Já a área de uso compreende toda a Lagoa de Santo Antônio e mais uma área ao sul da Lagoa de Imaruí.

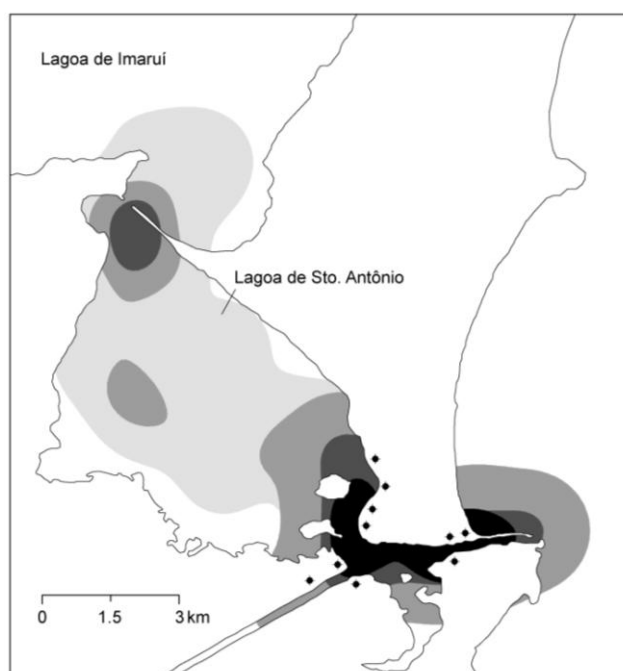


Figura 8: Área de uso e concentração de indivíduos que cooperam e que não cooperam com o pescador artesanal. Pontos pretos representam áreas de pesca cooperativa. Kernel 50% dos que cooperam (preto); Kernel 50% dos que não cooperam (cinza escuro); Kernel 95% dos que cooperam (cinza médio); Kernel 95% dos que não cooperam (cinza claro).

A sobreposição de área de uso entre indivíduos variou de 38% a 80%, sendo em média de 61%. A sobreposição espacial ocorreu principalmente na área de concentração composta pelo canal de ligação entre o mar, a Lagoa de Santo Antônio e o Rio Tubarão. Todos os indivíduos foram observados dentro desta área de concentração. Comparando a sobreposição de áreas de uso entre indivíduos que cooperam e não cooperam, nota-se a existência de dois padrões espaciais e de uma aparente formação de dois grupos. A ordenação por MDS sugere uma maior sobreposição de área entre indivíduos do mesmo grupo, ou seja, indivíduos que cooperam com o pescador tendem a compartilhar a mesma área mais intensamente, sendo o mesmo observado entre os indivíduos que não cooperam (Figura 9).



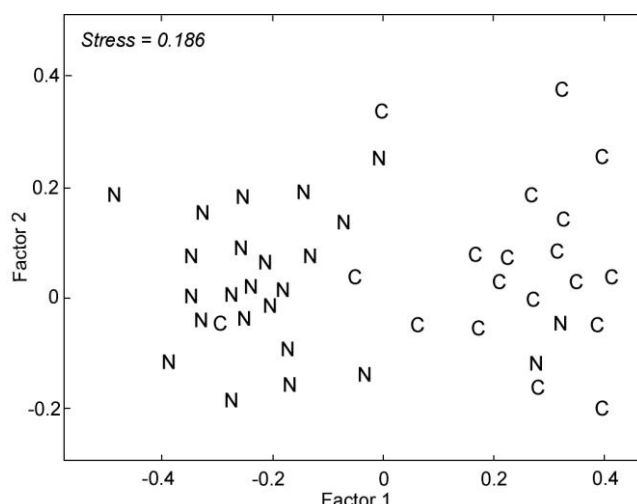


Figura 9: Ordenação da análise de MDS (*Multidimensional Scaling*) realizada a partir da matriz de similaridade construída com base no índice de sobreposição de área. Cada letra correspondente a um indivíduo: botos que cooperam com o pescador artesanal (C) e que não cooperam com o pescador artesanal (N).

## Discussão

O grau de residência da maioria dos indivíduos da população de boto-da-tainha de Laguna foi alto, confirmando o estudo de Simões-Lopes e Fabian (1999) e indicando a manutenção deste padrão por mais de 20 anos. Esta alta residência é mais um indício de que a população é geograficamente “fechada”, sendo a saída ou entrada de novos indivíduos um evento raro ou ocasional (como discutido no *Capítulo 2*). A taxa de encontro também alta indica uma grande fidelidade dos indivíduos identificados ao complexo lagunar. A falta de sazonalidade na taxa de encontro sugere que esta fidelidade é homogênea ao longo de todo o ano, além de independente do evento de pesca cooperativa. Também não foi observada variação no grau de residência comparando indivíduos que cooperam e os que não cooperam com o pescador. Esperava-se, *a priori*, um aumento da taxa de encontro relacionada com a sazonalidade da tainha (*Mugil spp.*) e o consequente aumento na intensidade da pesca cooperativa durante o

outono (Simões-Lopes et al., 1998), o que poderia atrair novos indivíduos ou agrupar indivíduos ao longo das áreas de pesca. Igualmente, era esperado um grau de residência maior para os indivíduos que interagem com o pescador o ano todo. No entanto, o evento de interação cooperativa não influenciou no grau de residência e na fidelidade à área.

Teoricamente, um alto grau de residência sugere um hábitat produtivo em relação a outras áreas não utilizadas. Também sugere que, populações em um hábitat produtivo demandem um baixo requerimento espacial, ou seja, pequena área de uso (Krebs, 2001). Indivíduos da população de *Tursiops truncatus* de Laguna apresentaram em média um tamanho de área de uso menor (Kernel 95% de 7,3 km<sup>2</sup> a 51,4 km<sup>2</sup> com média de 27,6 km<sup>2</sup>; MPC de 2,2 km<sup>2</sup> a 70,6 km<sup>2</sup> com média de 25,5 km<sup>2</sup>) do que o observado para outras populações residentes, como a área de vida média de 47,7 km<sup>2</sup> (por MPC) para uma população da Irlanda (Ingram & Rogan, 2002) e de 40,8 km<sup>2</sup> (por MPC) para uma população da Carolina do Sul (Gubbins, 2002). Embora comparações em termos de área de vida entre estudos sejam limitadas por diferentes esforços e/ou tamanhos da área de estudo, aparentemente, a população de *T. truncatus* de Laguna apresenta uma das menores áreas de uso (ou área de vida) para a espécie. Toda a área do complexo lagunar foi amostrada (~300 km<sup>2</sup>) e com uma taxa de encontro alta, sugerindo que a área de uso estimada pelo Kernel 95% dificilmente aumentaria significativamente com um aumento no esforço espacial. Como o método do MPC é mais sensível a pontos extremos (Powell, 2000), é possível que sua estimativa esteja subestimada quando comparado a outros estudos. No entanto, vale comentar que foram considerados apenas indivíduos com assíntota na curva cumulativa de tamanho de área.

O padrão de distribuição foi consideravelmente heterogêneo no complexo lagunar. Uma área de uso bem definida foi desenhada nos limites da Lagoa de Santo Antônio, enquanto uma pequena área de alta densidade (concentração) é caracterizada no canal de ligação desta lagoa

com o mar. Uma distribuição espacial heterogênea é provavelmente uma regra para muitas espécies, entre elas, mamíferos marinhos (e.g. Embling, 2007). Irvine et al. (1981) identificaram para *Tursiops truncatus* um padrão de preferência na utilização de áreas rasas. Wilson et al. (1997) e Ingram e Rogan (2002) indicam uma maior utilização em áreas de maior declividade e profundidade. A concentração em áreas de canal com alta circulação de água também foi observada em outros estudos (Würsig, 1978; Shane, 1990; Ballance, 1992; Harzen, 1998; Di Tullio 2009). Em geral, passagens estreitas, profundas e com declives acentuados são conhecidas pela alta concentração e fácil acesso a presas, e aqui, esta característica fica evidente pela coincidência da área de concentração com os pontos de pesca cooperativa, sugerindo no mínimo, uma abundância de recurso. Também se deve considerar a existência de um efeito gargalo e o fato desta área de canal ser uma área de passagem entre o complexo lagunar e águas externas. Assim, a área de concentração deve ser considerada uma área crítica para toda a população de botos de Laguna.

Os modelos de ocupação do espaço indicaram algumas relações com o hábitat. A alta probabilidade de detecção próxima a pontos de cooperação pode indicar que a espécie é mais detectável nestas áreas ou mais abundante, já que a probabilidade de detecção está fortemente associada com a abundância (MacKenzie et al., 2006). De fato, aparentemente ambos os fatores ocorreram, considerando que durante a pesca cooperativa o comportamento de superfície parece mais intenso e os pontos de cooperação coincidem com áreas de canal, onde o efeito gargalo (estrangulamento da costa) pode aumentar a detectabilidade e densidade. Por outro lado, áreas próximas a pontos de conexão são claramente mais utilizadas. Considerando que em geral estas áreas apresentam alta circulação de água, maior declividade e profundidade, este padrão de uso segue o esperado, como o discutido anteriormente.

A descrição da sazonalidade no padrão de uso espacial não foi clara e requer novos dados para uma interpretação mais segura. Irvine et al. (1981) notaram um efeito sazonal na distribuição de *Tursiops truncatus* na Flórida. Para o presente estudo era esperada alguma variação considerando o marcante efeito migratório da tainha, uma presa chave, durante as estações frias, em especial no outono. Simões-Lopes e Fabian (1999), estudando a mesma população, descreveram esta tendência ao observarem uma maior concentração de indivíduos na área de canal nas estações frias, onde ocorre a pesca cooperativa e a utilização de áreas mais internas nas lagoas durante as estações quentes. No entanto, nota-se aqui que a área de concentração foi idêntica em todas as estações, enquanto a área de vida foi sutilmente mais interna nas lagoas durante as estações frias e no verão de 2009. Adicionalmente, uma aparente sazonalidade na relação entre a probabilidade de detecção e distância de pontos de cooperação foi observada, sendo que a probabilidade de detecção aumentou levemente, durante a primavera, nos quadrantes mais próximos a pontos de cooperação. Análises futuras, em uma maior escala temporal e investigando a sazonalidade do comportamento cooperativo, bem como a ocorrência de outras presas (além da tainha), podem auxiliar na interpretação destes resultados. Por exemplo, um segundo pico de intensidade de pesca cooperativa foi descrito previamente para a primavera (Simões-Lopes 1995), sugerindo ou um segundo evento migratório de tainhas nesta época, ou abundância de outras presas também exploradas pela pesca cooperativa ou outras estratégias de forrageio.

A dinâmica de marés interfere de forma sutil no padrão de distribuição e movimentos dentro do complexo lagunar. Vale comentar que a área é fortemente influenciada pelas águas pluviais e pelo Rio Tubarão, caracterizando um ciclo de marés extremamente dinâmico. O efeito de maré foi observado em estudos anteriores com pequenos cetáceos. Alguns destes estudos com *Tursiops truncatus* identificaram uma tendência de movimentos a favor da maré (e.g. Würsig &

Würsig, 1979), enquanto outros sugerem uma maior ocorrência de movimentos contra a maré (Shane, 1980; Gruber, 1981). A escala da análise é um ponto crucial na interpretação deste efeito. É comum observar uma estratégia de forrageio contra a corrente (Shane, 1990), no entanto, em uma análise de movimentos em pequena escala, a dinâmica de distribuição dos indivíduos pode sugerir outra interpretação. Neste estudo, nota-se que durante a maré enchente a distribuição foi mais interna nas lagoas do que durante a maré vazante, onde os registros foram mais próximos ao mar. Este resultado sugere uma distribuição seguindo o fluxo de maré e um padrão similar foi observado por Harzen (1998 e 2002).

A variação no tamanho da área de uso entre indivíduos que cooperam e que não cooperam com o pescador artesanal demonstra que a diferença na estratégia de forrageio interfere marcadamente no padrão de uso espacial. Ingram e Rogan (2002) também identificaram uma divisão espacial para uma população de *Tursiops* na Irlanda. Silva et al. (2008) descrevem uma maior sobreposição de área entre indivíduos residentes de uma população nos Açores. Os dados de sobreposição aqui apresentados indicam uma diferenciação da população, em termos espaciais, entre os indivíduos que cooperam e os que não cooperam com pescador. A estratégia de forrageio realizada pelos indivíduos que cooperam requer a utilização de pequenas áreas concentradas na região próxima aos pontos de cooperação. Já a estratégia dos indivíduos que não pescam exige a utilização de áreas maiores e internas ao complexo lagunar, sendo que a área adjacente aos pontos de cooperação é aparentemente mais utilizada como uma área de passagem e alimentação ocasional, sem a realização da pesca cooperativa. Tem-se aqui um forte indício de que a pesca cooperativa pode estar aumentando o sucesso de forrageio, diminuindo o requerimento de áreas maiores. Estudos anteriores já acusavam esta diferenciação comportamental (Simões-Lopes et al., 1998; Peterson et al., 2008), mas o efeito e magnitude no padrão espacial eram desconhecidos. O uso do espaço geralmente interfere no grau de

associação entre indivíduos, sendo que indivíduos utilizando uma mesma área tendem a estar mais associados entre si (Lusseau et al., 2006). Assim, considerar a existência de estratégias de forrageio e padrões espaciais distintos entre indivíduos de uma mesma população é essencial para o entendimento futuro de padrões sociais.

A população de *Tursiops truncatus* de Laguna, além de pequena (~55 indivíduos; *Capítulo 2*), apresenta: (1) alto grau de residência e fidelidade; (2) uma área de uso aparentemente associada ao complexo lagunar, sendo menor do que o observado para outras populações; (3) uma área de concentração bem definida, que representa uma área crítica; (4) um uso do espaço que varia sutilmente de forma sazonal e aparentemente sob influência da maré; (5) e, finalmente, padrões espaciais distintos, dependendo da estratégia de forrageio. Assim, parece razoável especular que o hábitat em questão oferece recursos suficientes para a manutenção da população na área e que as estratégias de obtenção deste recurso, em especial o alimentar, moldam as questões espaciais. Em termos de conservação, o pequeno tamanho populacional e o alto grau de residência aumentam a vulnerabilidade a distúrbios locais (Sutherland, 2000). Desta forma, por compor a área de uso aqui mapeada, toda a área do complexo lagunar deve ser considerada com cautela, ao longo de todo o ano, por qualquer estratégia de conservação, sendo que medidas ainda mais restritivas merecem ser elaboradas para a área de concentração, que pode ser definida como uma área crítica para as atividades vitais desta população e pela ocorrência do evento singular de pesca cooperativa com o pescador artesanal.

#### Agradecimentos

Agradecemos aos valiosos comentários e sugestões do Dr. Simon N. Ingram, Universidade de Plymouth (Inglaterra) e do Dr. Philip S. Hammond, Universidade de St. Andrews (Escócia). Também agradecemos as sugestões gerais de Karim Hahn Lückmann e Roberto Fusco Costa. Este

estudo foi financiado pelo CNPq (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBPN (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild.

#### Referências bibliográficas

Allen M. C., Read A. J. e Gaudet J. (2001) Fine-scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. *Marine Ecology Progress Series* 222, 253–264.

Ballance L. T. (1992) Habitat use patterns and ranges of the Bottlenose Dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 8, 262–274.

Bearzi G., Agazzi S., Bonizzoni S., Costa M. e Azzellino A. (2008) Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 130–146.

Beyer H. L. (2004) Hawth's Analysis Tools for ARCGIS. From: [www.spatialecology.com/htools](http://www.spatialecology.com/htools).

Burnham K. P. e Anderson D. (2002) *Model Selection and Multi-Model Inference*. New York: Springer-Verlag.

Burt W. H. (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24, 346–352.

Cañadas A., Sagarminaga R., De Stephanis R., Urquiola E. e Hammond, P. S. (2005) Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 495–521.

Cockcroft V. G. e Ross G. J. B. (1990) Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off southern Natal, South Africa. In: Leatherwood S. e Reeves R. R. (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press: San Diego, pp 295–308.

Connor R., Heithaus M. R. e Barre L. M. (2000) Complex Social Structure, Alliance Stability and Mating Access in a Bottlenose Dolphin 'Super- Alliance'. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268, 263–267.

Damuth J. (1981) Home range, home range overlap, and species energy use among herbivorous mammals. *Biological Journal of the Linnean Society of London* 15, 185–193.

Defran R. H., Weller D. W., Kelly D. L. e Espinosa M. A. (1999) Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southern California Bight. *Marine Mammal Science* 15, 381–393.

Di Tullio J. C. (2009) *Uso do habitat do boto, Tursiops truncatus, no estuário da Lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes, RS, Brasil*. Dissertação de Mestrado, FURG, Rio Grande, Brasil.

Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijimans R. J., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Li J., Lohmann L. G., Loiselle B. A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. M., Peterson A. T., Phillips S. J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R. E., Soberon J., Williams S., Wisz M. S. e Zimmermann. N. E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.

Embling C. B. (2007) *Predictive models of cetacean distributions off the west coast of Scotland*. PhD Thesis. School of Biology, Sea Mammal Research Unit, University of St Andrews.

Embling C. B., Gillibrand P. A., Gordon J., Shrimpton J., Stevick P. T. e Hammond P. S. (2010) Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation* 143, 267–279.



- Ferguson M. C., Barlow J., Fiedler P., Reilly S. B. e Gerrodette T. (2006) Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. *Ecological Modelling* 193, 645–662.
- Gruber J. A. (1981) *Ecology of Atlantic bottlenosed dolphin (Tursiops truncatus) in the Pass Cavallo area of Matagorda Bay, Texas*. MSc thesis, Texas A&M University, Texas, USA.
- Gubbins C. (2002) Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the South Caroline Estuary. *Aquatic Mammals* 83, 178–187.
- Guisan A. e Thuiller W. (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, 993–1009.
- Harzen S. (1998) Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. *Aquatic Mammals* 24, 117–128.
- Harzen S. (2002) Use of an electronic theodolite in the study of movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado Estuary, Portugal. *Aquatic Mammals* 28, 251–260.
- Heithaus M. R. e Dill L. M. (2002) Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. *Ecology* 83, 480–491.
- Hooker S. K., Whitehead H., Gowans S. e Baird R. W. (2002) Fluctuations in distribution and patterns of individual range use of northern bottlenose whales. *Marine Ecology Progress Series* 225, 287–297.
- Horne, J. S. e Garton, E. O. (2009). Animal Space Use 1.3. [http://www.cnr.uidaho.edu/population\\_ecology/animal\\_space\\_use](http://www.cnr.uidaho.edu/population_ecology/animal_space_use).
- Ingram S. N. e Rogan E. (2002) Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Marine Ecology Progress Series* 244, 247–255.

- Ingram S. N., Walshe L., Johnston D. e Rogan E. (2007) Habitat partitioning and the influence of benthic topography and oceanography on the distribution of fin and minke whales in the bay of Fundy, Canada. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 149–156.
- Irvine A. B., Scott M. D., Wells R. S. e Kaufmann J. H. (1981) Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79, 671–688.
- Kenney R. D. (1990) Bottlenose dolphins off the north-eastern United States. In Leatherwood S. e Reeves R. R. (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press: San Diego, pp 369–386.
- Kernohan B. J., Gitzen R. A. e Millspaugh J. J. (2001) Analysis of animal space use and movements. In: Millspaugh J. J. e Marzluff J. M. (eds). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press: San Diego, pp 125–166.
- Krebs C. J. (2001) *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings Press.
- Leatherwood S. e Reeves R. R. (1983) Abundance of Bottlenose Dolphins in Corpus Christi Bay and Coastal Southern Texas. *Contributions in Marine Science* 26, 179–199.
- Legendre P. e Legendre L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science.
- Lusseau D., Schneider K., Boisseau O. J., Haase P., Slooten E. e Dawson S. M. (2003) The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54, 396–405.
- Lusseau D., Wilson B., Hammond P. S., Grellier K., Durban J. W., Parsons K. M., Barton T. R. e Thompson P. M. (2006) Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. *Journal of Animal Ecology* 75, 14–24.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Royle J. A. e Langtimm C. A. (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Sutton N., Kawanishi K. e Bailey L. L. (2005) Improving inference in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86, 1101–1113.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Royle J. A., Pollock K. H., Bailey L. L. e Hines J. E. (2006) *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier, San Diego.

Meurer A. Z. e Netto S. A. (2007) Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna estuarine system (South Brazil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 11, 53–62.

Mohr C. O. (1947) Table of equivalent populations of North American small mammals. *The American Midland Naturalist Journal* 37, 223–249.

Peterson D., Hanazaki N. e Simões-Lopes P. C. (2008) Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management* 51, 469–475.

Powell R. A. (2000) Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. In: Boitani L. e Fuller T. K. (eds). *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press pp 65–110.

Rushton S. P., Ormerod S. J. e Kerby G. (2004) New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41, 193–200.

Sandell M. (1989) The mating tactics and spacing behaviour of solitary carnivores. In: Gittleman J. L. (ed). *Carnivore behaviour, ecology and evolution*. Cornell University Press: New York, pp 164–182.

Scoot M. D., Wells R. S. e Irvine A. B. (1990) A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. In: Leatherwood S. e Reeves R. R. (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press: San Diego, pp 235–244.

Seaman D. E., Millspaugh J. J., Kernohan B. J., Brundige G. C., Raedeke K. J. e Gitzen R. A. (1999) Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63, 739–747.

Selzer L. A. e Payne P. M. (1988) The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Marine Mammal Science* 4, 141–153.

Shane S. H. (1980) Occurrence, movements and distribution of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Southern Texas. *Fishery Bulletin* 78 (3), 593–601.

Shane S. H. (1990) Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: Leatherwood S. e Reeves R. R. (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press: San Diego, pp 369–386.

Silva M. A., Magalhães S., Prieto R., Santos R. S. e Hammond P. S. (2008) Ranging patterns of bottlenose dolphin living in oceanic waters: implications for population structure. *Marine Biology* 156, 179–192.

Simões-Lopes P. C. (1995) *Ecologia comportamental do delfim, Tursiops truncatus (Montagu, 1821), durante as interações com a pesca artesanal de tainhas (Mugil sp.) no Sul do Brasil*. Tese de Doutorado, PUC, Porto Alegre, Brasil.

Simões-Lopes P. C., Fabian M. E. e Menegheti J. O. (1998) Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15, 709–726.

Simões-Lopes P. C. e Fabian M. E. (1999) Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16, 1017–1024.

Soto K. H., Trites A. W. e Arias-Schreiber M. (2006) Changes in diet and maternal attendance of South American sea lions indicate changes in the marine environment and prey abundance. *Marine Ecology Progress Series* 312, 277–290.

Sutherland W. J. (2000) *The conservation handbook: research, management and policy*. Blackwell.

Underwood A. J. (1997) *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.

Viale D. (1985) Cetaceans in the northwestern Mediterranean: their place in the ecosystem. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 23, 491–571.

Vlietstra L. S. (2005) Spatial associations between seabirds and prey: effects of large-scale prey abundance on small-scale seabird distribution. *Marine Ecology Progress Series* 291, 275–287.

Wedekin L. L., Daura-Jorge F. G. e Simões-Lopes P. C. (2010) Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte bay, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90, 1561–1570.

Williams J. A., Dawson S. M. e Slooten E. (1993) The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71, 2080–2088.

Wilson B., Thompson P. M. e Hammond P. S. (1997) Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. *Journal of Applied Ecology* 34, 1365–1374.

Worton B. J. (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* 70, 164–168.

Würsig B. (1978) Occurrence and group organisation of Atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in an Argentine Bay. *The Biological Bulletin* 154, 348–359.

Würsig B. e Würsig M. (1979) Behaviour and Ecology of the Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin* 77(2), 399–412.

Würsig B. e Jefferson T. A. (1990) Methods of photo-identification for small cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission* (Special Issues) 12, 43–52.

#### CAPÍTULO 4:

A estrutura social do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) poderia ser moldada pela pesca cooperativa entre botos e pescadores em Laguna, sul do Brasil?

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,3\*</sup>, Maurício Cantor<sup>1,4</sup>, Simon N. Ingram<sup>2</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.*

<sup>2</sup>*School of Marine Sciences and Engineering, University of Plymouth, PL4 8AA, Plymouth, Devon, UK.*

<sup>3</sup>*Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.*

<sup>4</sup>*Instituto Baleia Jubarte. Rua Barão do Rio Branco, 26, CEP 45900-000, Caravelas, BA, Brasil.*

\* Autor para correspondência: [daurajorge@gmail.com](mailto:daurajorge@gmail.com)

#### Resumo

O desafio de descrever sistemas sociais dinâmicos revela múltiplos aspectos biológicos. Este estudo buscou investigar a estrutura social de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) no sul do Brasil, explorando sua relação com uma estratégia singular de forrageio que alguns botos promovem em cooperação com pescadores artesanais. A partir de um banco de dados de dois anos de foto-identificação, com fins a comparar botos que cooperam e não cooperam com pescador, foram aplicadas as seguintes abordagens analíticas: índice de associação entre indivíduos, taxas de associação temporal, e análise da rede social. Como esperado, foi observada uma sociedade do tipo fissão-fusão com alta fluidez nas relações individuais, sendo estas baseadas em dissociações rápidas, porém com algumas associações

estáveis de longo e curto prazo. A rede social mostrou-se densa, porém fracamente conectada, e com uma estrutura modular claramente relacionada com a pesca cooperativa com o pescador artesanal. Esta relação é confirmada tanto pelas análises de índices de associação, como pela análise de taxa de associação temporal e por métricas da rede social. Aparentemente, o comportamento cooperativo emerge no módulo mais conectado da rede e é formado por associações mais fortes. Esta propriedade pode ser um resultado da dinâmica desta estratégia de forrageio, ou a condição para o desenvolvimento da mesma e de sua continuidade por processos de transmissão de informação. A população de *Tursiops truncatus* em Laguna oferece condições singulares para investigar e discutir sobre estes processos em um ambiente natural.

Palavras-chave: padrões de associação, boto-da-tainha, rede social, pesca cooperativa, estratégias de forrageio, transmissão de informações.



## Introdução

A estrutura social de uma população representa a síntese de como indivíduos interagem entre si (Crook et al. 1976; Hinde 1976). Animais sociais tendem a se organizar em unidades ou grupos, processo este que influencia a aptidão individual (Wilson 1975), o fluxo gênico (e.g. Sugg et al. 1996; Krützen et al. 2003), os padrões espaciais (e.g. Baird & Dill 1996; Connor et al. 1998), a disseminação de doenças (e.g. Rogers et al. 1998; Newman 2002b), a transferência de informações (e.g. McComb et al. 2003; Krützen et al. 2005) e a dinâmica populacional (Lusseau et al. 2005). Além destes componentes biológicos, relações individuais podem ser moldadas por aspectos extrínsecos (Gowans et al. 2008), como disponibilidade de presas (Lusseau et al. 2003; Vucetich et al. 2004), estratégias de forrageio (Whitehead & Rendell 2004) e complexidade do habitat (Ersts & Rosenbaum 2003; Lusseau et al. 2003).

Descrever a dinâmica de um sistema social é um processo desafiador (Lima & Zoller 1996). Em geral, o caminho seguido tem como alicerce a estrutura conceitual de Hinde (1976), com foco na interação entre pares de indivíduos. A partir da formulação de índices de associação entre indivíduos (Cairns & Schwager 1987; Ginsberg & Young 1992), o tema passou a ser explorado por diversos ângulos, incorporando variações temporais na estabilidade das associações (Whitehead 1995), investigando pares de indivíduos com associações significativas, ou diferentes do esperado ao acaso (Bejder et al. 1998; Whitehead 1999) e identificando classes sociais e a sociabilidade individual (Whitehead et al. 2005).

Originária da Física, a análise de redes sociais complexas é uma ferramenta analítica poderosa que apenas recentemente vem sendo aplicada a sistemas sociais humanos e não humanos (Newman 2003; Boccaletti et al. 2006; Krause et al. 2009). O uso destas análises em estudos de sociedades não humanas (e.g. Lusseau 2003; Croft et al. 2004; Flack et al. 2006) aumentou sensivelmente o entendimento de diversos aspectos da organização social animal em

diferentes escalas (e.g. Croft et al. 2008). A exploração da topologia de redes sociais permite a investigação tanto de padrões globais, como o reconhecimento de distintos padrões locais, como estruturas sociais (e.g. Girvan & Newman 2002), e a descrição de diferentes papéis sociais dos indivíduos que compõem aquela sociedade (Lusseau & Newman 2004). Adicionalmente, esta abordagem dá subsídios para inferências sobre quais mecanismos moldam uma determinada estrutura social (Lusseau & Newman 2004).

Para muitas espécies gregárias, a formação de pares de indivíduos é efêmera e casual, com grupos ocorrendo em níveis distintos no tempo e espaço. Este sistema caracteriza uma sociedade do tipo fissão-fusão (Krause & Ruxton 2002; Conradt & Roper 2000; Aureli et al. 2008), como a descrita para algumas espécies de ungulados, primatas e cetáceos. Uma dinâmica fissão-fusão é geralmente interpretada como solução para condições de variação temporal e/ou espacial da disponibilidade de recurso alimentar ou pressão de predadores (Boesch & Boesch-Achermann 2000; Dunbar 2002). Em algumas destas sociedades dinâmicas, a flexibilidade da estrutura social, proporcionada pelas relações individuais efêmeras, oferece benefícios adaptativos para a vida em grupo quando conveniente (Connor et al. 2000), e a possibilidade de se manter um tamanho mínimo de grupo, quando sob pressão ecológica e/ou social (Dunbar 2002; Wittemyer et al. 2005).

Um sistema social do tipo fissão-fusão é extensivamente relatado para populações do gênero *Tursiops* em todo o mundo (Ballance 1990; Shane 1990; Wells 1991; Bearzi et al. 1997; Felix 1997; Connor et al. 2000), especialmente nos estudos clássicos de longa duração nas populações de Sarasota, EUA (Wells et al. 1987); Shark Bay, Austrália (Smolker et al. 1992); e Moray Firth, Escócia (Wilson 1995). Nestes estudos, organizações sociais hierarquizadas também são relatadas, como as alianças estáveis entre machos que são, possivelmente, relacionadas com risco de predação, densidade populacional e/ou acesso a fêmeas durante o período reprodutivo

(Connor et al. 1999; 2001; Krützen et al. 2003). Em contraste, associações entre fêmeas ou entre sexos parecem mais efêmeras e raras (Connor et al. 2001, Möller et al. 2006). Já a relação entre mães e filhotes é estável nos primeiros anos de vida (Mann et al. 2000), com separações apenas temporárias (Mann & Sargeant 2003; Gibson & Mann 2008a, b).

A natureza das associações observadas para *Tursiops* sugere algumas variações da dinâmica fissão-fusão (*sensu* Aureli et al. 2008). Em geral, a baixa estabilidade nas relações sociais é documentada para muitas populações da espécie (Ballance 1990; Shane 1990; Wells 1991; Bearzi et al. 1997; Felix 1997; Connor et al. 2000). No entanto, associações mais estáveis foram observadas para a população de Doubtful Sound, na Nova Zelândia (Lusseau et al. 2003). Esta variação nos padrões de associação entre populações indica plasticidade, possivelmente gerada pelas diferenças na disponibilidade de recursos e/ou condições ambientais (Wrangham & Rubenstein 1986). De fato, *T. truncatus* apresenta estratégias comportamentais variadas e elaboradas, além de uma habilidade cognitiva complexa (Herman 2002; Marino et al. 2007). Estudos sobre utilização do hábitat (Rossbach & Herzing 1999), estratégias de forrageio (Chilvers & Corkeron 2001) e comportamento social (Lusseau et al. 2005), contribuem para o entendimento destas estratégias complexas promovidas pelo boto-da-tainha. No entanto, o uso recente da análise de redes (Newman 2006b) facilitou a identificação de comunidades estruturadas (Lusseau & Newman 2004), proporcionando esclarecimentos sobre os fatores que governam a sociabilidade da espécie.

Dentre a diversidade de estratégias comportamentais relatadas para a espécie, destaca-se o evento singular de interação cooperativa com pescadores artesanais. Esta estratégia é realizada por alguns indivíduos da população de *T. truncatus* residente em Laguna, sul do Brasil, que interagem de forma cooperativa com pescadores artesanais, principalmente durante a época da migração da tainha (*Mugil* spp.) (Simões-Lopes et al. 1998). O comportamento tanto dos botos

quanto dos pescadores é intensamente ritualizado. Os botos cercam cardumes de tainhas contra uma barreira dinâmica de pescadores e “indicam”, por uma sequência de comportamentos estereotipados, o momento e lugar adequados para os pescadores lançarem suas tarrafas. Aparentemente, ambas as espécies tem vantagens nesta interação, já que presas isoladas e desorientadas pelo choque das redes são mais facilmente capturadas pelos botos e pescadores (Simões-Lopes et al. 1998). O processo de desenvolvimento deste complexo comportamento cooperativo ainda não é compreendido. Apesar das evidências de aprendizado social e transmissão “cultural” em sociedades de botos (e.g. Mann & Sargeant 2003; Krützen et al. 2005; Sargeant & Mann 2009), a influência de múltiplos fatores no desenvolvimento de estratégias de forrageio fazem destes processos algo ainda obscuro e controverso (Krützen et al. 2005; Laland & Janik 2007). A descrição dos padrões de associação e da estrutura social é essencial para compreender, por exemplo, porque apenas uma parte desta população de botos (aproximadamente 25 indivíduos) coopera com pescadores (Simões-Lopes et al. 1998; *Capítulo 2*). A partir disto, também será possíveis compreender e discutir sobre processos de aprendizado social e/ou transmissão de informação, em especial o “como cooperar com o pescador”.

Assim, este estudo tem como objetivo central descrever a estrutura social da população de *Tursiops truncatus* residente em Laguna e analisar se uma estratégia diferenciada de forrageio pode estar relacionada de alguma forma aos padrões de associação entre indivíduos. Esta hipótese foi sugerida com base no contexto da interação cooperativa entre botos e pescadores. Para isto, três abordagens complementares foram utilizadas. Inicialmente, foram analisadas as associações entre pares de indivíduos, comparando a variação destas dentro e entre classes de botos que cooperam e não cooperam com pescadores. Na sequência, a estabilidade temporal das associações entre indivíduos também foi examinada, mais uma vez considerando as diferenças dentro e entre classes (cooperativos e não-cooperativos). De forma complementar,

buscou-se identificar a emergência de uma estrutura modular na rede social de botos e testar se esta estrutura coincide com a estratégia cooperativa de forrageio. Finalmente, um conjunto de métricas de redes foi utilizado com o intuito de comparar módulos e discutir as possíveis implicações para o desenvolvimento da pesca cooperativa. Este arcabouço analítico propicia uma importante base inicial para um entendimento sobre a emergência desta estratégia de forrageio singular, abrindo múltiplas possibilidades para discussões futuras sobre processos de aprendizado. A população de *Tursiops truncatus* em Laguna é uma oportunidade singular para investigar e discutir estes processos ainda controversos, em um ambiente natural.

## Métodos

### *Protocolo amostral*

Entre setembro de 2007 e setembro de 2009 foram realizados 95 dias de campo, homogeneamente distribuídos ao longo do período de estudo. Uma pequena embarcação (5 metros com motor de 15 hp) foi utilizada para percorrer uma rota pré-definida e amostrar igualmente a área de estudo, que inclui as lagoas de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, adjacentes à cidade de Laguna (28°20'S e 48°50'O), sul do Brasil (Figura 1). Para cada grupo de botos detectado, uma sessão de 20 minutos de foto-identificação era conduzida. Em cada sessão, posição geográfica, hora, comportamento e tamanho de grupo eram registrados. Um grupo (aqui só foram considerados os grupos classificados em campo como associados, ver detalhes no *Capítulo 1*) foi definido como uma agregação de indivíduos dentro de um raio de 50 metros, distribuídos de forma coesa e em comportamento coordenado, sugerindo um mesmo padrão de atividade (Lusseau et al. 2003). Todos os indivíduos em um mesmo grupo foram considerados em associação (hipótese de *Gambit of Group*, Whitehead & Dufault 1999). Para garantir que o maior número possível de indivíduos fosse fotografado, eram obtidas um mínimo

de quatro fotos por sessão, sem preferências, para cada indivíduo do grupo, de ambos os lados (Würsig & Jefferson 1990).

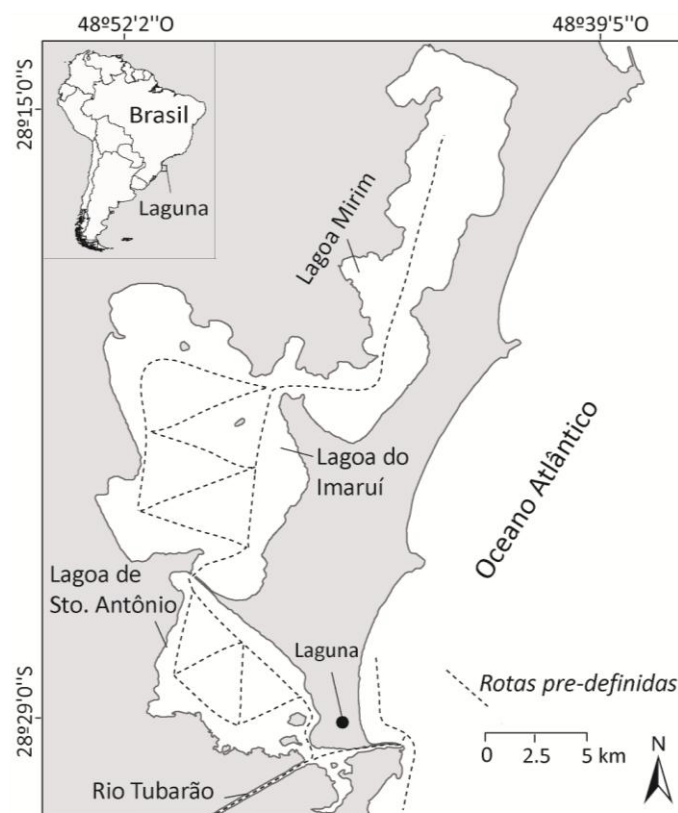


Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim no sul do Brasil. Linha pontilhada indica a rota pré-definida percorrida por dia de campo ao longo da área de estudo.

Para os registros fotográficos foi utilizada câmera digital Canon (EOS XT) e lentes AF Canon (75-300 mm). A identificação individual se deu por marcas naturais de longa duração na nadadeira dorsal, como cortes, cicatrizes, deformidades ou doenças de pele (e.g. Würsig & Würsig 1977; Williams et al. 1993). Foram consideradas apenas fotos de boa qualidade (ângulo, luz e foco) e ocasiões de captura com condições favoráveis. Indivíduos identificados foram classificados quanto à estratégia de forrageio com base em duas abordagens complementares.

Botos observados cooperando mais frequentemente que a média da população (média da frequência de observações de pesca cooperativa para todos os indivíduos) foram considerados botos cooperativos; enquanto botos observados cooperando menos frequentemente que a média da população foram classificados como não-cooperativos. Como os pescadores artesanais aparentemente são aptos a distinguir corretamente entre botos que cooperam e não cooperam (Simões-Lopes et al. 1998; Peterson et al. 2008), entrevistas informais com pescadores experientes na pesca cooperativa foram utilizadas para confirmar a classificação acima. Somente grupos com todos os animais identificados (adultos) foram incluídos nas análises. Também foi considerado apenas o primeiro registro por indivíduo por dia de esforço, garantindo a independência entre grupos (Whitehead 2008), e os registros localizados dentro da área de vida estimada para todos os indivíduos (*Capítulo 3*), evitando um possível viés acarretado por variações espaciais. A sessão de registro fotográfico era interrompida na ocorrência de qualquer entrada ou saída de indivíduos no grupo. Filhotes e juvenis com poucas marcas não foram incluídos nas análises.

#### *Medidas de associações e relações individuais*

Para quantificar as associações entre indivíduos foi utilizado o índice de pesos médios (HWI – *Half-Weight Index*). Este índice é menos enviesado para casos em que nem todos os indivíduos de um grupo são registrados (perda de associados; Cairns & Schwager 1987; Whitehead 2008), além de ser o mais comumente utilizado na literatura, facilitando a comparação com outros estudos (e.g. Lusseau et al. 2005; Wiszniewski et al. 2009). O HWI é definido por:

$$HWI = \frac{X}{X + 0.5(Y_a + Y_b)} \quad (1)$$

em que,  $X$  é o número de grupos onde os botos  $a$  e  $b$  foram observados juntos,  $Y_a$  é o número de grupos onde somente o boto  $a$  foi observado e  $Y_b$  é o número de grupos onde somente o boto  $b$  foi observado. Para minimizar o efeito do tamanho amostral e a interferência de indivíduos raros na população (ou transeuntes, ou que morreram durante o estudo), os dados foram truncados para indivíduos com frequência de ocorrência superior a 5% dos grupos registrados. O erro padrão do HWI foi estimado por *Bootstrapping* com 1000 replicações. A variabilidade do índice de associação real (uma medida de diferenciação social -  $S$ ) e a acuracidade da matriz de associação (representada pelo coeficiente de correlação entre o índice de associação real e o estimado) foram avaliadas pela abordagem de máxima verossimilhança (cf. Whitehead 2008).

Para testar a hipótese nula de que as associações observadas ocorrem ao acaso, ou seja, indivíduos não têm “preferências” ao formar grupos (*Test for preferred and avoided associations*, cf. Bejder et al. 1998), uma simulação de Monte Carlo foi aplicada à matriz de associação observada, permutando indivíduos entre grupos. As seguintes características dos dados observados foram mantidas durante as permutações: tamanho de grupo e frequência individual de captura. Foi utilizado o dia como período amostral com intuito de reduzir potenciais efeitos demográficos (*permute groups within samples*, Whitehead 1999; 2009). Para cada nova matriz aleatória, uma matriz de associação entre os indivíduos era calculada, seguida de uma métrica de sumário derivada desta matriz (cf. Manly 1995). A hipótese de associações aleatórias é considerada real no caso dos valores empíricos serem um valor típico da distribuição aleatória (gerada pelo conjunto de matrizes randomizadas). A fim de reduzir a dependência entre matrizes aleatórias, e evitar um possível viés nos  $p$ -valores, 20.000 matrizes aleatórias foram geradas (cf. Manly 1995; Bejder et al. 1998) com 1.000 *flips* (permutações por matriz) por repetições (cf. Miklós & Podani 2004).



Este procedimento possibilita identificar associações preferenciais tanto de longo quanto de curto prazo. Quando a média dos HWI é significativamente menor do que o esperado para a matriz observada, sugere-se a ocorrência de associações de curto prazo (dentro do período amostral). Quando o coeficiente de variação (CV) dos HWI da matriz observada for significativamente maior que o CV dos HWI das matrizes aleatórias, há indícios de associações preferenciais significativas de longo prazo (entre períodos amostrais). Em caso de rejeição da hipótese nula geral (associações observadas não são aleatórias), os pares de indivíduos são comparados, em busca dos pares com índices de associações significativamente maiores (“preferidas”) ou menores (“evitadas”, cf. Whitehead et al. 2005).

Adicionalmente, um teste de Mantel com 1000 permutações aleatórias foi aplicado para avaliar a diferença no padrão de associação em relação à classe de estratégia de forrageio (botos cooperativos e não-cooperativos). O teste de Mantel também foi utilizado, com 1000 permutações, para testar a correlação entre a matriz de associação (HWI) e uma matriz correspondente à diferença entre a frequência de observação do comportamento de cooperação para cada membro de um par ( $\Delta p = p(a) - p(b)$ , em que  $p(a)$  e  $p(b)$  correspondem ao número de registros em pesca cooperativa dividido pelo número total de registros para cada boto de um par). Uma correlação significativamente negativa indicaria que botos procedentes de uma mesma classe (com baixo  $\Delta p$ ) estão mais associados. Todas estas análises foram realizadas no programa SOCPROG 2.4 (Whitehead 2009).

#### *Modelos temporais*

Para avaliar a estabilidade temporal das associações entre pares de indivíduos, foram calculadas as variações na LAR (*Lagged Association Rates*; cf. Whitehead 1995; 2008b), uma função que indica o decaimento das associações com o decorrer do tempo. A LAR foi comparada

com a taxa de associação nula, que representa o valor esperado quando as associações ocorrerem ao acaso. Os modelos teóricos de decaimento exponencial propostos por Whitehead (1995) foram ajustados aos dados para identificar quais são os padrões temporais de associação. Estes modelos consideram os seguintes componentes: companhias constantes (CC; ou associações permanentes); companhias casuais (CA; ou associações que duram mais que um período amostral, mas que não são permanentes); e dissociações rápidas (DR; ou associações que duram menos que um período amostral). Um conjunto de oito modelos foi desenvolvido, sendo que cada modelo apresenta uma combinação entre estes três componentes, indicando quais os tipos ocorrentes de associação. O modelo mais parcimonioso foi selecionado pelo método QAIC (*Quasi-Akaike Information Criteria*; cf. Burnham & Anderson 2002; ; Whitehead 2008). As incertezas foram incorporadas pelo método de *Jackknife* (cf. Whitehead 1995). Finalmente, a LAR e as taxas nulas de associações foram utilizadas para avaliar a estabilidade temporal dentro e entre classes, comparando botos cooperativos e não cooperativos.

#### *Estrutura e topologia da rede social*

As associações entre indivíduos foram descritas por uma rede de pesos indireta, em que o elemento  $w_{ij}$  é o valor do HWI entre os indivíduos  $i$  e  $j$  (veja Bocatelli et al. 2006). Graficamente, os nós da rede representam os indivíduos, que estão conectados por linhas, cuja espessura é proporcional ao valor do HWI, sempre que este for diferente de zero. Para evitar a perda de informações relevantes (e.g. Granovetter 1973), não foram utilizados filtros arbitrários para truncagem das linhas à uma determinada faixa de valor do HWI (e.g. Lusseau 2003; Lusseau et al 2005; Croft et al. 2008). A rede gerada foi ilustrada pelo programa Netdraw 2.091 (Borgatti 2002) e projetada pelo *spring-embedded layout*.

Para investigar a existência de uma estrutura modular, na rede gerada, foi aplicada a técnica da matriz de modularidade (Newman 2006a). Este método quantifica a tendência dos nós se agruparem em subgráficos coesivos e identifica a divisão mais parcimoniosa para a rede, o qual maximiza o peso das linhas intra módulos e minimiza inter módulos. A matriz de modularidade é o peso entre dois indivíduos menos o peso esperado se as associações são distribuídas ao acaso. O autovetor do autovalor dominante desta matriz é então utilizado para dividir a matriz sucessivamente em dois grupos. Este processo de divisão é repetido para cada grupo resultante, possibilitando novas divisões. A divisão mais parcimoniosa (o momento de interromper o processo divisório) é subsequentemente determinada pela divisão que maximiza o coeficiente de modularidade,  $Q$  (Newman 2006a). Adicionalmente, para testar se a emergência da estrutura modular está relacionada com o evento de cooperação entre botos e pescadores, a proporção de indivíduos que cooperam e que não cooperam com o pescador foi calculada para cada módulo e comparada com as proporções geradas por um modelo nulo de referência (programadas no ambiente R, R 2010), que randomiza indivíduos entre módulos, mantendo constante o número de vezes que cada indivíduo foi observado.

Para explorar ainda mais a influência da pesca cooperativa sobre a estrutura da comunidade de botos, as seguintes métricas de rede foram investigadas dentro e entre classes de comportamento (como um módulo foi formado por uma classe e dois módulos por outra classe – ver adiante – optou-se aqui por analisar classes e não os módulos): (1) *strength* (força); (2) *average weighted path length* (comprimento médio do caminho) e (3) *weighted clustering coefficient* (coeficiente de agregação de peso). Apesar de originalmente formuladas para redes binárias, o equivalente para redes de peso (e.g. Opsahl & Panzarasa 2009, Opsahl et al. 2010) foi utilizado, a partir do pacote TNET (Opsahl 2009) no programa R (R 2010). Brevemente, *strength* é uma medida de gregariedade, sendo a soma dos índices de associação para cada indivíduo

(Barrat et al. 2004). Esta métrica foi escolhida com o intuito de verificar se o módulo composto por botos que cooperam é formado por associações mais fortes ou fracas do que os módulos compostos por botos que não cooperam. Aqui, *strength* foi calculado seguindo Opsahl et al. (2010), que o define como o produto do número de linhas conectadas ao nó  $i$  e o peso médio destas linhas ajustado por um parâmetro de correção  $\alpha$ . Como o interesse aqui é encontrar as relações mais fortes, definiu-se  $\alpha = 1.5$  (ver detalhes em Opsahl et al. 2010). *Path length* (comprimento do caminho) é a medida da menor distância entre dois indivíduos. Em uma rede de pesos, o menor caminho é a menor soma invertida dos pesos (Newman 2001; Brandes 2001). Esta métrica foi utilizada aqui para investigar se a distância entre botos cooperativos é menor ou maior do que a distância entre botos não-cooperativos. A medida do menor caminho novamente seguiu a proposta de Opsahl et al. (2010) para redes de peso, a qual também leva em consideração o número de nós intermediários a partir da definição de um parâmetro  $\alpha$  (também considerado como 1.5). Neste caso, adicionalmente, o peso das linhas foi normalizado (dividindo cada linha pela soma total do HWI) para se ter uma medida comparável entre nós. *Clustering coefficient* (coeficiente de agregação de peso) é uma medida de conectividade da rede e representa a chance de indivíduos  $a$  e  $b$  estarem associados quando ambos apresentarem um par comum  $c$ . Esta métrica foi selecionada para investigar se a classe de botos cooperativos está mais ou menos conectada do que a classe de botos não-cooperativos. Para medir esta métrica foi utilizada a generalização para redes de peso proposta por Barrat et al. (2004) e o método de médias aritméticas na definição do valor do tripé (ver detalhes em Opsahl & Panzarasa 2009). Finalmente, as médias das métricas de centralidade dentro e entre classes (de botos cooperativos e não-cooperativos) foram comparadas a uma distribuição nula de referência, gerada por um modelo nulo que randomiza os indivíduos entre as classes (com 1000 iterações, programado no ambiente R, R 2010).

## Resultados

Foram observados 501 grupos de botos em associação entre setembro de 2007 e setembro de 2009. O tamanho médio de grupo foi de 2,6 (moda=2), sendo que mais de 80% eram formados por 2 ou 3 indivíduos. No total, 35 indivíduos foram incluídos nas análises após a truncagem por frequência de ocorrência superior a 5%. Destes, 16 foram classificados como botos que cooperaram com o pescador artesanal e os outros 19 como botos que não cooperaram. Por período amostral, foram registrados em média 5,33 grupos e 12,41 indivíduos (35% do total de indivíduos incluídos na análise). O coeficiente de variação do índice de associação real ( $S$ ), estimado por máxima verossimilhança, foi de 0,86 (0,06 EP), indicando a ocorrência de uma sociedade diferenciada (Whitehead 2008). O coeficiente de correlação ( $r$ ) entre a matriz de associação real e a matriz estimada foi de 0,75 (0,02 EP), sugerindo uma representação moderada, porém aceitável, da matriz real pela matriz estimada (Whitehead 2008). Foi observada uma média de associação por pares ( $G$ ) de 1,73 e por indivíduos ( $H$ ) de 58,69. Estes resultados concedem poder estatístico suficiente para uma correta detecção do sistema social presente ( $S \times H^2 > 5$ ; Whitehead 2008). A média do índice de associação (média = 0,051, esperado = 0,050,  $p > 0,999$ ) e o coeficiente de variação ( $CV = 1,145$ , esperado = 0,769;  $p > 0,999$ ) foram, ambos, significativamente maiores do que o esperado, indicando uma possível ocorrência de pares com associações não aleatórias e de longo prazo dentro da população estudada (Whitehead et al. 2005). De fato, 7% (42) das associações possíveis (595) foram significativas, sendo que o esperado eram 5% (29,75) associações. Entre as associações significativas, 41 pares apresentaram valores maiores do que o esperado ( $p > 0,975$ ), sugerindo associações “preferenciais”. Apenas uma associação foi significativamente menor que o esperado, sugerindo que ao menos um par de indivíduos “evita” permanecer em um mesmo grupo ( $p < 0,025$ ).

Analisando por classe de estratégia de forrageio, os níveis de associações foram significativamente maiores dentro do que entre classes de botos que cooperam e não cooperam ( $p < 0,001$ ). Entre classes, a média e o valor máximo do HWI foram de 0,027 ( $\pm 0,012$ ) e 0,098 ( $\pm 0,043$ ), enquanto dentro das classes foi de 0,077 ( $\pm 0,017$ ) e 0,244 ( $\pm 0,098$ ) (Tabela 1). Para a relação entre a matriz de associação e a matriz gerada pela diferença na frequência de observação da pesca cooperativa entre membros de um grupo, notou-se, analisando para todos os indivíduos, uma correlação significativamente negativa ( $r = -0,428$ ;  $p < 0,001$ ). Quando analisado por classe, nota-se uma leve correlação negativa tanto para a classe de botos cooperativos ( $r = -0,161$ ;  $p < 0,05$ ), quanto para os não-cooperativos ( $r = -0,147$ ;  $p < 0,05$ ). Esta correlação negativa também foi observada entre classes, porém foi um pouco mais forte do que quando analisado dentro das classes ( $r = -0,267$ ;  $p < 0,05$ ).

Tabela 1: HWI médio e máximo para todos os indivíduos, entre classes (considerando apenas as associações com botos de classe diferentes), dentro de classes (considerando apenas as associações com botos de mesma classe), apenas para botos cooperativos (todas as associações de botos que cooperam) e apenas para botos não-cooperativos (considerando apenas as associações dos botos que não cooperam). Erro padrão (EP) estimado por *Bootstrapping*.

	HWI Médio (EP)	HWI Máximo (EP)
Todos os indivíduos	0,051 (0,007)	0,247 (0,095)
Entre classes	0,027 (0,012)	0,098 (0,043)
Dentro de classes	0,077 (0,017)	0,244 (0,098)
Botos cooperativos	0,082 (0,016)	0,243 (0,095)
Botos não-cooperativos	0,072 (0,012)	0,244 (0,098)

*Análise temporal*

A análise da *Lagged Association Rate* (LAR), considerando todos os indivíduos, confirma a ocorrência de associações não aleatórias entre os botos de Laguna. A taxa de associação permaneceu maior do que o estimado pelo modelo nulo durante todo o período de estudo (Figura 2a). O menor valor de QAIC indica que o modelo mais parcimonioso foi composto pela combinação dos três parâmetros que indicam um padrão de associação com: dissociações rápidas (DR); companhias constantes (CC) e encontros casuais (EC) (Tabela 2). Este modelo sugere uma sociedade com associações em geral efêmeras, porém com alguns parceiros de longo prazo e preferenciais. As dissociações rápidas ocorrem dentro do período amostral (dia), enquanto as mais duradouras tendem a se desfazer em um período máximo de 86 dias (Tabela 3). Um padrão similar foi observado quando a mesma análise foi realizada por classe de botos cooperativos e não-cooperativos (Figura 2b e Tabela 3). Porém, as associações mais estáveis tendem a se desfazer com um período aproximado de 134 dias para botos cooperativos e 54 dias para botos não cooperativos. A proporção de companheiros constantes ( $P_{cc}$ ) e companheiros casuais ( $P_{cas}$ ) foi levemente maior para ambas as classes do que quando analisado para todos os indivíduos (considerando também as associações de indivíduos de classes diferentes). Em contraste, entre classes a taxa de associação foi próxima ao estimado pelo modelo nulo, ao longo de todo o estudo (Figura 2c) e neste caso, o modelo mais parcimonioso sugere a ocorrência de apenas dissociações rápidas (DR) e alguns poucos companheiros constantes (CC) (Tabela 3). Além disso, as associações se desfazem dentro do período amostral ( $< 1$  dia) e a proporção de companheiros constantes foi consideravelmente menor do que quando analisado dentro das classes ou para todos os indivíduos (Tabela 3). Este padrão demonstra que as associações são mais estáveis dentro de uma classe do que entre indivíduos de classes

diferentes, onde a LAR é menor e próxima ao observado para o modelo nulo de associação (Figuras 2b, 2c).

Tabela 2: Modelos exponenciais ajustados a LAR considerando todos os indivíduos. Os modelos estão em ordem decrescente de parcimônia segundo QAICc, sendo que o modelo 1 (mais parcimonioso) incluiu os seguintes componentes: dissociação rápida (DR), companhias constantes (CC) e encontros casuais (EC). A taxa de associação entre indivíduos ( $g$ ) é dada pela função de intervalo de tempo ( $d$ ) e é definida pelos seguintes parâmetros: proporção de companhias constantes ( $P_{cc}$ ), e encontros casuais ( $P_{cas}$ ) para um intervalo de tempo particular ( $\tau_{cas}$ ) e a proporção de associações duradouras ( $P_{perm}$ ) para um período de tempo maior ( $\tau_{perm}$ ).  $NPar$  indica o número de parâmetros estimados e  $\Delta QAICc$  a diferença entre o QAIC de cada modelo em relação ao modelo mais parcimonioso.

Id	Modelo	Componentes	$NPar$	QAICc*	$\Delta QAICc$
1	$g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$	DR + CC + EC	3	11433,48	0
2	$g(d) = P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$	DR + EC	2	11440,33	6,85
3	$g(d) = P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})} + P_{perm}e^{-(d/\tau_{perm})}$	DR + 2 níveis de EC	4	11442,10	8,62
4	$g(d) = P_{cc} + (1-P_{cas})e^{-(d/\tau_{cas})}$	CC + EC	2	11455,28	21,80
5	$g(d) = P_{cc}$	DR + CC	1	11457,46	23,98
6	$g(d) = P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})} + (1-P_{cas})e^{-(d/\tau_{perm})}$	2 níveis de EC	3	11495,20	61,72
7	$g(d) = e^{-(d/\tau_{cas})}$	EC	1	20571,62	9138,14



Tabela 3: Modelos mais parcimoniosos de estabilidade temporal, segundo QAICc, considerando todos os indivíduos, apenas associações entre botos que cooperam, apenas associações entre botos que não cooperam, e entre botos cooperativos e não-cooperativos. Os seguintes parâmetros foram estimados: proporção de companhias constantes ( $P_{cc}$ ), e proporção de encontros casuais ( $P_{cas}$ ) para um intervalo de tempo particular ( $\tau_{cas}$ ). O erro padrão de cada parâmetro foi estimado por *jackknife*.

Dados	Modelo selecionado	$P_{cc}$	$P_{cas}$	$\tau_{cas}$ (dias)
Todos os indivíduos	$g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$	0,081	0,044	86
Entre cooperativos	$g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$	0,098	0,055	134
Entre não-cooperativos	$g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$	0,096	0,069	54
Entre classes	$g(d) = P_{cc}$	0,038		<1

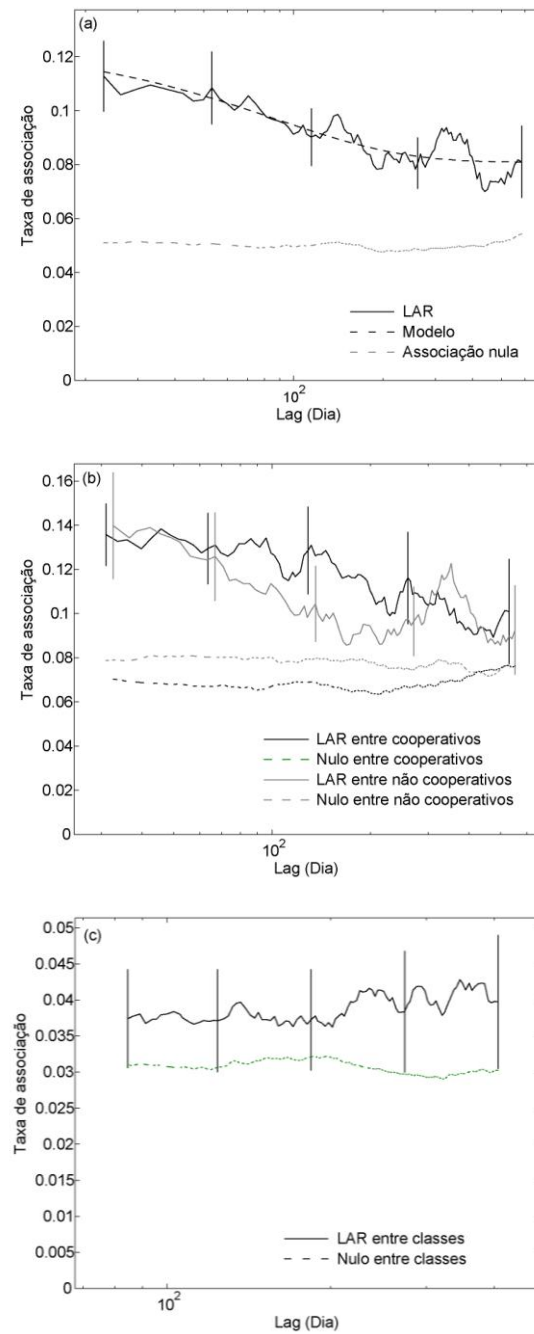


Figura 2: *Lagged Association Rate* (LAR) para todos os indivíduos em relação ao tempo (a), dentro (b) e entre classes (c) de botos cooperativos e não-cooperativos. A LAR foi comparada, em todos os casos com a taxa nula de associação. Considerando todos os indivíduos, a curva do modelo mais parcimonioso foi ajustada sob a LAR ( $g(d) = P_{cc} + P_{cas}e^{-(d/\tau_{cas})}$ ). As barras são o erro padrão estimado por *jackknifing*.

*Divisão em módulos e topologia da rede social*

A rede social dos botos de Laguna foi composta por 35 nós, representando indivíduos, que foram conectados por 424 linhas peso (HWI: média =  $0,051 \pm 0,058$  DP, amplitude = 0,01 a 0,46). Em relação à quantidade máxima de linhas possíveis ( $n*(n-1)/2 = 595$ ), a densidade de associações foi alta ( $d = 0,713$ ), sugerindo uma rede altamente conectada (linhas por nó: grau médio  $\langle k \rangle = 24,2 \pm 3,93$ ). No entanto, a densidade de pesos foi baixa ( $d_w = 0,033$ ), refletindo uma alta quantidade de associações fracas na rede.

A técnica da matriz de modularidade identificou três módulos na estrutura da rede ( $Q_{max} = 0.272$ ), sendo todos bem conectados (Figura 3). O primeiro módulo foi composto por 15 indivíduos, o segundo por oito e o terceiro por 12 indivíduos. Todos os indivíduos que formaram o módulo (1) cooperam com o pescador. Ao contrário, os botos que formaram os módulos (2) e (3) não cooperam, exceto pelo indivíduo L20# do módulo (2). De fato, a proporção de botos que cooperam no módulo (1) (1,00; 95%CI = 0,33 – 0,60) e a proporção de botos que não cooperam no módulo (2) (0,86; 95%CI = 0,38 – 0,75) e (3) (1,00; 95%CI = 0,33 – 0,75), foram significativamente maiores do que a expectativa nula.

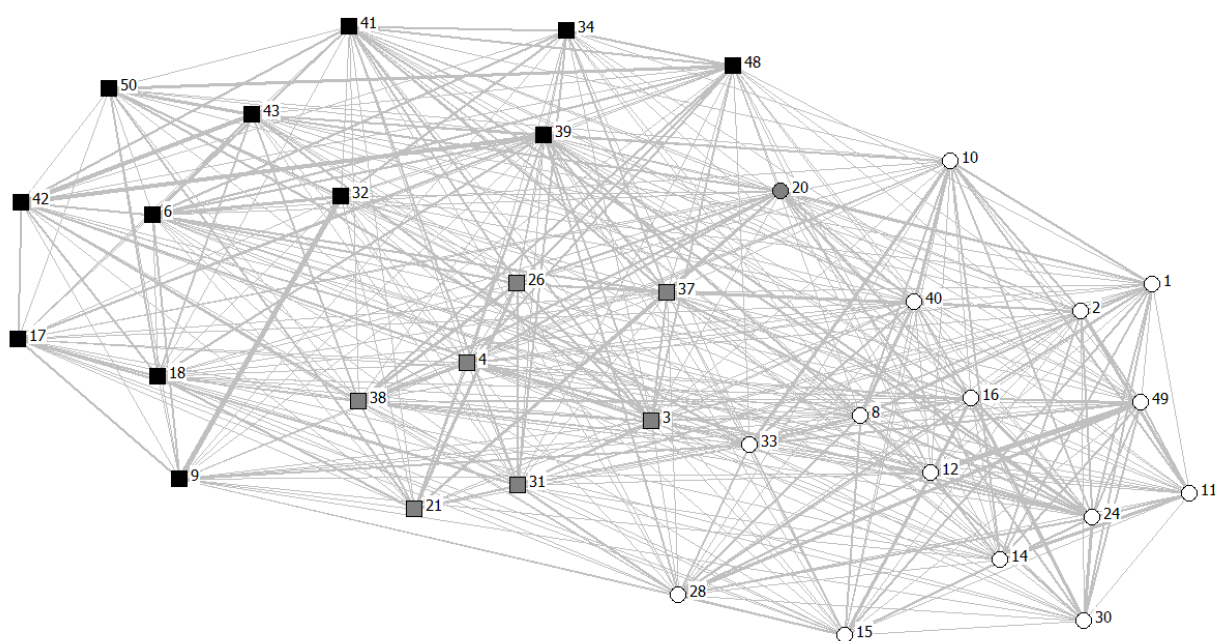


Figura 3: Rede social de botos-da-tainha em Laguna caracterizada por três módulos aparentemente relacionados com a estratégia de cooperar com pescador artesanal. O módulo (1) (representados por nós brancos) é composto exclusivamente por botos que praticam a pesca cooperativa (círculos). Enquanto o módulo (2) (nós cinzas) e módulo (3) (nós pretos) são formados por botos que não realizam esta estratégia de forrageio (quadrados) (com exceção do indivíduo L20#).

Analisando as métricas de rede por classes, *strength* (força) não diferiu do esperado ao acaso para ambas as classes (média para cooperativos = 0,473; 95%IC 0,443 – 0,493; média para não cooperativos = 0,463; 95%IC 0,446 – 0,489). Já o *clustering coefficient* (coeficiente de agregação) foi significativamente maior do que o esperado ao acaso para botos que cooperam (média para cooperativos = 0,782; 95%IC 0,745 – 0,777) e menor para botos que não cooperam (média para não cooperativos = 0,463; 95%IC 0,747 – 0,775). Em contraste, o *shortest path length* (comprimento do menor caminho) foi menor do que o esperado ao acaso tanto para botos

cooperativos (média para cooperativos = 0,682; 95%IC 0,903 – 1,050), quanto para botos não cooperativos (média para não cooperativos = 0,780; 95%IC 0,917 – 1,033; Figura 4). Comparando entre as classes, *strength* não diferiu entre botos cooperativos e não cooperativos, enquanto *clustering coefficient* foi significativamente maior e *shortest path length* foi significativamente menor para os botos cooperativos (Figura 4). A leitura deste padrão sugere que o módulo formado por botos que cooperam com pescadores apresenta maior conectividade e maior proximidade entre indivíduos.

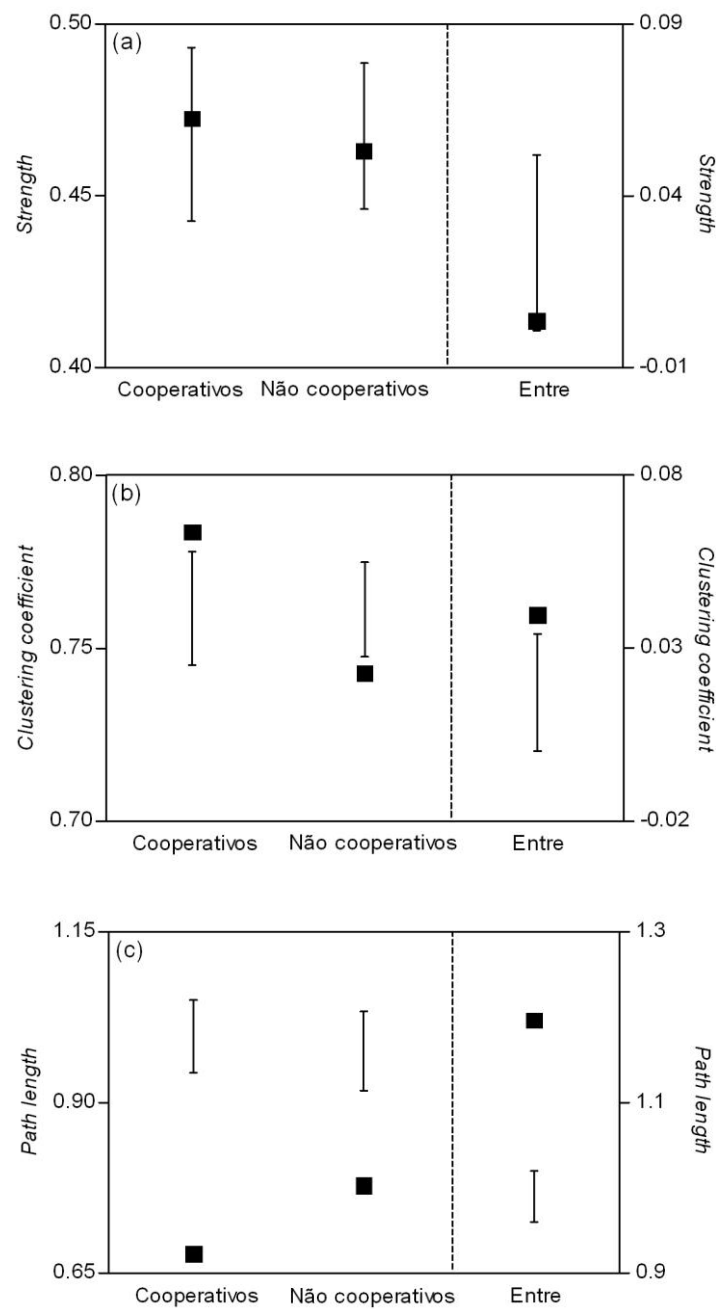


Figura 4: Métricas de rede - *strength* (a); *clustering coefficient* (b); e *shortest path length* (c) – calculadas com base no HWI para cada classe e entre classes. As barras representam o intervalo de confiança de 95% de uma distribuição aleatória gerada pelos modelos nulos. Quadrados indicam os valores observados (quando fora do intervalo de confiança, o valor observado é diferente do esperado). Para *strength* e *clustering coefficient*, a análise entre classes mede a diferença entre elas.

## Discussão

A estrutura social da população de *Tursiops truncatus* em Laguna combina a esperada dinâmica fissão-fusão com uma rede social densa e fracamente conectada, porém com uma estrutura modular claramente relacionada com a complexa estratégia de forrageio em cooperação com pescador artesanal. A dinâmica fissão-fusão é geralmente observada para muitas espécies sociais (primatas, Goodall 1986; felinos, Packer 1986; ungulados; Rubenstein 1994) incluindo *Tursiops* spp. (Ballance 1990; Wells 1991; Smolker et al. 1992; Bräger et al. 1994; Bearzi et al. 1997; Felix 1997; Connor et al. 2000; Chilvers & Corkeron 2001). No entanto, um padrão diferenciado, que apresenta uma dinâmica fissão-fusão com associações temporalmente estáveis, foi observado para uma população de *Tursiops* da Nova Zelândia (Doubtful Sound). Esta variante parece sofrer com um efeito do isolamento geográfico, além do tamanho populacional pequeno (Lusseau et al. 2003). Apesar das diferenças entre as duas áreas (a população de Doubtful Sound é aparentemente mais isolada), o padrão aqui descrito diverge do que seria esperado seguindo a hipótese proposta por Lusseau et al. (2003), já que em Laguna também há uma pequena população (aproximadamente 55 indivíduos), geograficamente fechada e com baixa probabilidade de emigração temporária (*Capítulo 2*). Uma explicação para os baixos índices de associação observados no presente estudo, indicando muita fluidez na formação de grupos, está na aparente densidade populacional elevada. A população de Laguna também apresenta uma pequena área de vida, utilizando apenas uma parcela do complexo lagunar e adjacências (*Capítulo 3*). Este efeito “gargalo” aproxima espacialmente os agrupamentos, tornando as agregações mais susceptíveis a aparentes associações efêmeras e dinâmicas.

O tamanho médio dos grupos observados em Laguna ficou um pouco abaixo do que é geralmente observado para populações costeiras de *Tursiops* (Connor et al. 2000). Estes grupos pequenos, de composição fluida, em uma população altamente residente e com pequena área

de vida, sugerem alta disponibilidade de recurso alimentar na área. Assim, a natureza destes agrupamentos talvez não esteja relacionada com estratégias de forrageio que se utilizam de cooperações entre indivíduos. Esta possibilidade coincide inversamente com a lógica também proposta por Lusseau et al. (2003) que apontam a cooperação em grupos maiores como exigência de uma condição de baixa produtividade do hábitat. Esta variação entre populações reforça a plasticidade comportamental do gênero *Tursiops*, e a influência desta, bem como do hábitat, na estrutura social e no desenvolvimento de estratégias de forrageio (Wells 1991; Connor et al. 2000; Sargeant et al. 2007). De fato, a produtividade do hábitat e o risco de predação são fatores primários na definição da organização social do boto-da-tainha (Gowans et al. 2008) ou qualquer outra sociedade do tipo fissão-fusão (Wittemyer et al. 2005).

Um padrão de associação de alta fluidez não significa necessariamente padrões sociais sem estruturas definidas (Chilvers & Corkeron 2001; Lusseau et al. 2003). A análise de diferenciação social aqui apresentada fornece um primeiro indício de heterogeneidade nas associações entre pares de botos em Laguna. A incidência de associações significativas de longo prazo também sugere que alguns indivíduos são vistos mais tempo juntos do que o esperado. Adicionalmente, apesar da ocorrência de dissociações rápidas para a maioria dos pares, a análise temporal confirma a existência de algumas associações de longo e curto prazo. Este modelo temporal é típico de uma população fechada com um sistema social formado por indivíduos que se associam temporariamente com algumas “preferências”, ou indivíduos em grupos permanentes, enquanto outros flutuam entre grupos (Whitehead 2008). A ocorrência destas associações mais estáveis dentro de uma organização fluida e dinâmica é comum para *Tursiops* (Bearzi et al. 1997; Connor et al. 2000; 2001; Lusseau et al. 2003; Gero et al. 2005; Kent et al. 2008) e possibilita um rápido fluxo de informações dentro da população (Lusseau et al. 2004). Esta organização torna-se funcional quando o hábitat é heterogêneo espacial e temporalmente em termos de recurso



alimentar (Lusseau et al. 2005), transportando a informação sobre a disponibilidade de presas ao longo de uma rede social.

De fato, a utilização do hábitat em Laguna parece ser heterogênea (*Capítulo 3*). No entanto, os mecanismos que governam estas formações “preferenciais” ainda não são totalmente compreendidos. A hipótese comum é baseada em comportamento reprodutivo, grau de parentesco e relação mãe-filhote (Connor et al. 2000; Wiszniewski et al. 2010). Mesmo sem informações precisas sobre o sexo da maioria dos indivíduos, considerando tamanho e número de marcas da nadadeira dorsal, aparentemente as associações significativas em Laguna ocorreram independente do sexo, sendo as mais estáveis (L12# e L49#; L2# e L11#; L16# e L30#) formadas por pares mistos ou pares de fêmeas. Além disso, alianças entre supostos machos não foram observadas. Análises futuras, baseadas em um adequado reconhecimento do sexo, são necessárias para avaliar a influência real deste e/ou comportamentos reprodutivos na organização social. No entanto, na população de Laguna devem ocorrer associações entre e dentro do mesmo sexo (cf. Connor et al. 2000; Ingram 2000; Lusseau et al. 2003) e sem alianças estáveis entre machos (cf. Connor et al. 2001; Krützen et al. 2003). Esta organização mista pode ser resultado da proximidade de grupos compartilhando a mesma área com formações extremamente fluidas e dinâmicas, ou da ocorrência de um maior número de fêmeas, tornando alianças entre machos “desnecessárias” (Whitehead & Connor 2005).

A análise exploratória da estrutura social e sua relação com a pesca cooperativa possibilitaram novos *insights* sobre a natureza complexa deste comportamento de forrageio com o pescador, e sobre a sociabilidade da população de botos de Laguna. Primeiramente, o índice de associação foi maior dentro de cada classe (botos cooperativos e não-cooperativos) do que entre classes, indicando uma relação mais forte entre indivíduos de uma mesma classe. As taxas de associação também foram mais estáveis dentro de cada classe do que entre classes,

principalmente para botos cooperativos, sugerindo que as associações entre indivíduos de classes diferentes devem-se a um efeito de forças sem conotações sociais (i.e. agregações de recurso alimentar) e/ou sobreposição espacial (Whitehead 2008). Este resultado coincide com o padrão estrutural observado para a população de botos de Port Stephens, Austrália (Wiszniewski et al. 2009), mas contrasta com a estabilidade temporal dentro e entre “comunidades” observada para a população de Moray Firth, Escócia (Lusseau et al. 2005). Com base nestas associações mais fortes dentro das classes, suspeita-se que o comportamento de cooperar com pescadores pode estar relacionado à estrutura social dos botos de Laguna. De fato, a rede social desta população apresenta uma clara topologia modular que é coincidente com as classes de comportamento cooperativo – um módulo formado exclusivamente por botos cooperativos, e dois formados principalmente por botos não-cooperativos.

Uma estrutura modular também foi observada para as populações de *Tursiops* em Doubtful Sound (Lusseau & Newman 2004), Moray Firth (Lusseau et al. 2005) e Port Stephens (Wiszniewski et al. 2009; 2010). Esta estrutura modular parece ser resultado de distintos padrões espaciais ou estratégias de forrageio. Uma alta fidelidade à área cria maiores oportunidades para o estabelecimento de relações sociais (Wolf et al. 2007). A estrutura observada para as populações de botos de Moray Firth (Lusseau et al. 2005) e Port Stephens (Wiszniewski et al. 2009) aparentemente segue a lógica da estrutura espacial definindo uma estrutura social. No entanto, para o caso aqui estudado ocorre uma clara sobreposição espacial entre botos cooperativos e não-cooperativos. Mais precisamente, embora de tamanhos diferentes, a área de vida dos botos que cooperam encontra-se dentro da área de vida daqueles que não cooperam (*Capítulo 3*). Assim, teoricamente botos de ambas as classes apresentam as mesmas oportunidades de se relacionar entre si, sem um efeito limitante de diferenciações espaciais significativas. O caso mais similar ao observado em Laguna é a identificação de duas

comunidades sociais com distintas estratégias de forrageio em uma população residente de *Tursiops aduncus* na Austrália (Corkeron & Chilvers 2001). Neste relato, a estratégia de forrageio junto a traineiras de pesca parece definir um padrão espacial para cada comunidade (aqueles que utilizam a técnica e aqueles que não utilizam) e, de forma secundária, uma estrutura social. Embora o comportamento cooperativo também interfira nos padrões espaciais dos botos de Laguna (*Capítulo 3*), não é possível afirmar que a estrutura social observada aqui seja consequência das variações no uso da área. Já a relação entre a pesca cooperativa e a estrutura social parece clara. Ou esta estratégia de forrageio governa os padrões sociais, ou é um resultado da natureza das relações observadas dentro do módulo formado por botos que cooperam.

Esta relação foi ainda explorada pelo conjunto de métricas de redes que, primeiramente, identificaram uma estrutura global densamente conectada, porém com muitas associações fracas, para a rede de botos de Laguna. No entanto, comparando as medidas de centralidade entre classes de botos que cooperam e que não cooperam, nota-se que a classe formada por botos cooperativos apresenta *clustering coefficient* e *shortest path length* maior e menor, respectivamente, do que a classe de botos não-cooperativos. Este resultado reforça a idéia de conexões (associações) mais fortes entre botos cooperativos. Embora esta propriedade possa ser consequência da pesca cooperativa (botos que cooperam com pescadores são naturalmente observados juntos por agregação), também pode ser a condição necessária para a ocorrência de processos de aprendizado e/ou transmissão de informação (Simões-Lopes et al. 1998; Laland & Kendal 2003; Lusseau et al. 2005), como o conhecimento de como cooperar com o pescador. Todavia, considerando a rede densamente conectada, além das similaridades nos padrões espaciais e condições ambientais, surge o seguinte questionamento: por que alguns botos não cooperam com o pescador se aparentemente todos têm as mesmas “oportunidades”? A

cooperação com pescadores é um comportamento extremamente ritualizado (Simões-Lopes 1995), certamente muito mais complexo que uma informação trivial e com altos custos (riscos, aprendizado, treinamento) além dos benefícios (capturabilidade de presas). Associações fracas são suficientes para um rápido fluxo de um conhecimento codificado, mas a transmissão de um conhecimento tácito requer um longo processo de observação, instrução direta e interações complexas entre indivíduos (Granovetter 1973). Assim, seria esperado que o desenvolvimento de táticas elaboradas (como a pesca cooperativa) dependa de associações fortes e duradouras. Desta forma, a hipótese aqui proposta seria de que o comportamento cooperativo é limitado à fração mais conectada da rede social de botos de Laguna.

A estratégia de cooperação entre botos e homens representa extremos de complexidade cognitiva e flexibilidade comportamental, possivelmente envolvendo processos de ensino, treinamento e aprendizado social (Simões-Lopes et al. 1998; Simões-Lopes 2005). A relação entre a pesca cooperativa e a fração mais conectada da rede social fortalece uma hipótese de transmissão vertical de informações (Simões-Lopes 1995), como consequência das associações mais fortes entre grupos de mães e filhotes (Simões-Lopes et al. 1998). Transmissão vertical é um elemento chave para o desenvolvimento de muitas estratégias de forrageio (Sargeant & Mann 2009) e parece comum para cetáceos que formam grupos sociais matrilineares (e.g. Mann et al. 2000; Hauser et al. 2007). Em contraste, como alguns botos não adotam o comportamento cooperativo, em um contexto de aprendizado social, é possível sugerir que padrões de transmissão horizontal (aprender com indivíduos de todas as idades) ou oblíquos (aprender com outros parentes) não contribuem significativamente para o desenvolvimento desta estratégia de forrageio. As associações fracas, tanto entre botos não-cooperativos como entre botos cooperativos e não-cooperativos, são uma evidência adicional para esta baixa dependência de processos de transmissão horizontal e/ou oblíquo.

Transmissão “cultural”, ao menos como processos de aprendizado, foi previamente sugerida e discutida para outras populações de *Tursiops* sp. (Mann & Sargeant 2003; Krützen et al. 2005; Sargeant & Mann 2009). Infelizmente, não existem dados anteriores ao aparecimento da pesca cooperativa – relatos sugerem que esta arte envolve gerações de pescadores artesanais (Peterson et al. 2008) – para comparar dois momentos da organização social. Estudos futuros que busquem identificar uma possível linhagem comum de botos cooperativos podem auxiliar o entendimento deste processo. No entanto, o ato de cooperar ou não com o pescador pode depender não apenas de laços de parentesco (cf. Krützen et al. 2005), mas sim de processos sociais (e.g. Sargeant & Mann 2009), ou mesmo ecológicos (e.g. Sargeant et al. 2007), que ainda não são totalmente compreendidos.

Este cenário, em termos de conservação da população local, merece alguns comentários. Cada módulo pode representar uma estratégia ou conduta diferente – a pesca cooperativa –, ou “tradição” (*sensu* Fragaszy & Perry 2003), que deve ser levada em consideração nas iniciativas de conservação (Chilvers & Corkeron 2001; Rendell & Whitehead 2001). Assim, conservar a população de botos de Laguna e suas peculiaridades exige um desafio adicional: um enfoque em um número ainda mais reduzido de indivíduos, susceptíveis ao aprendizado da complexa arte de pescar cooperativamente com pescador artesanal. A descrição e monitoramento das relações sociais é uma informação essencial para este objetivo. Além disso, o caso de Laguna representa uma oportunidade valiosa para o estudo de complexas sociedades animais. Abordagens futuras, que considerem a descrição de propriedades emergentes adicionais da rede social, podem contribuir com o entendimento do processo de desenvolvimento e manutenção da pesca cooperativa observada na sociedade de botos de Laguna.

## Agradecimentos

Agradecemos pelos valiosos comentários e sugestões do Dr. David Lusseau, da Universidade de Aberdeen (Escócia), do Dr. Tore Opsahl, do Colégio Imperial de Londres (Inglaterra) e do Dr. Darren Croft, da Universidade de Exeter (Inglaterra). Este estudo foi financiado pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBNP (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild.

## Referências bibliográficas

- Aureli, F., Schaffner, C. M., Boesch, C., Bearder, S. K., Call, J. Chapman, C. A., Connor, R., Di Fiore, A., Dunbar, R. I. M., Henzi, S. P., Holekamp, K., Korstjens, A. H., Layton, R., Lee, P. Lehmann, J. Manson, J. H., Ramos-Fernandéz, G., Strier, K. B. & Schaik, C. P.** 2008. Fission-fusion dynamics: New research frameworks. *Current Anthropology*, **49**, 627-654,
- Baird, R. W. & Dill, L. M.** 1996. Ecological and social determinants of group size in transient killer whales. *Behavioral Ecology*, **7**, 408-416.
- Ballance, L. T.** 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In: *The bottlenose dolphin* (Ed. by S. Leatherwood & R. R. Reeves), pp 267-283. San Diego: Academic Press.
- Barrat, A., Barthelemy, M., Pastor-Satorras, R. & Vespignani, A.** 2004. The architecture of complex weighted networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **101**, 3747–3752.
- Bearzi, G., Notarbartolo-Di-Sciara, G. & Politi, E.** 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*, **13**, 650-668.

- Bejder, L., Fletcher, D. & Brager, S.** 1998. A method for testing association patterns of social animals. *Animal Behaviour*, **56**, 719-725.
- Boccaletti, S., Latora, V., Moreno, Y., Chavez, M. & Hwang, D. U.** 2006. Complex networks: Structure and dynamics. *Physics Reports*, **424**, 175-308.
- Boesch, C. & Boesch-Achermann, H.** 2000. *The Chimpanzees of the Tai Forest: Behavioural Ecology and Evolution*. Oxford: Oxford University Press. 316p.
- Borgatti, S. P.** 2002. *Netdraw Network Visualization*. Analytic Technologies: Harvard, MA. <http://www.analytictech.com/netdraw/netdraw.htm>.
- Bräger, S., Würsig, B., Acevedo, A. & Henningsen, T.** 1994. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. *Journal of Mammalogy*, **75**, 431-437.
- Brandes, U.** 2001. A faster algorithm for betweenness centrality. *Journal of Mathematical Sociology*, **25**, 163-177.
- Burnham, K. P. & Anderson, D.** 2002. *Model Selection and Multi-Model Inference*. New York: Springer-Verlag,.
- Cairns, S. J. & Schawager, S. J.** 1987. A comparison of association indices. *Animal Behaviour*, **35**, 1454-1469.
- Chilvers, B. L. & Corkeron, P. J.** 2001. Trawling and Bottlenose Dolphins' Social Structure. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **268**, 1901-1905.
- Connor, R. C., Mann, J., Tyack, P. L. & Whitehead, H.** 1998. Social evolution in toothed whales. *Trends in Ecology and Evolution*, **3**, 228-232.
- Connor, R., Heithaus, M. R. & Barre, L. M.** 1999. Superalliance of bottlenose dolphins. *Nature*, **397**, 571-572.
- Connor, R. C., Wells, R. S., Mann, J. & Read, A. J.** 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. In: *Cetacean societies: field studies of dolphins and*

*whales*. (Ed. By J. Mann, R. C. Connor, P. L. Tyack & H. Whitehead, H), pp. 91-126. . Chicago: The University of Chicago Press.

**Connor, R., Heithaus, M. R. & Barre, L. M.** 2001. Complex Social Structure, Alliance Stability and Mating Access in a Bottlenose Dolphin 'Super- Alliance'. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **268**, 263-267.

**Conradt, L. & Roper, T. J.** 2000. Activity synchrony and social cohesion: a fission-fusion model. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, **267**, 2213-2218.

**Croft, D. P., James, R. & Krause, J.** 2004. Social networks in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, **271**, S516-S519.

**Croft, D. P., James, R. & Krause, J.** 2008. *Exploring animal social network*. Oxford: Princeton University Press, 192 p.

**Crook, J. H., Ellis, J. E. & Gross-Custard, J. D.** 1976. Mammalian social systems: Structure and function. *Animal Behaviour*, **24**, 261-274.

**Daura-Jorge, F. G.** 2011. Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para a conservação. PhD Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

**Dunbar, R. I. M.** 2002. Modelling primate behavioral ecology. *International Journal of Primatology* **24**: 785-819.

**Ersts, P. J. & Rosenbaum, H. C.** 2003. Habitat preference reflects social organization of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on a wintering ground. *Journal of Zoology*, **260**, 337-345.

**Felix, F.** 1997. Organization and social structure of the coastal bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf de Guayaquil, Ecuador. *Aquatic Mammals*, **23**, 1-6.



**Flack, J. C., Girvan, M., de Waal, F. B. M. & Krakauer, D. C.** 2006. Policing stabilizes construction of social niches in primates. *Nature*, 439: 426-429.

**Fragaszy, D. M. & Perry, S.** 2003. Towards a biology of traditions. In: *The Biology of Traditions: Models and Evidence* (Ed. by D. M. Fragaszy & S. Perry), pp. 1–32. Cambridge: Cambridge University Press.

**Gero, S., Bejder, L., Whitehead, H., Mann, J. & Connor, R. C.** 2005. Behaviourally specific preferred associations in bottlenose dolphins, *Tursiops* spp. *Canadian Journal of Zoology*, **83**, 1566-1573.

**Gibson, Q. A. & Mann, N. J.** 2008a. The size, composition and function of wild bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) mother-calf groups in Shark Bay, Australia. *Animal Behaviour*, **76**, 389-405.

**Gibson, Q. A. & Mann, N. J.** 2008b. Early social development in wild bottlenose dolphins: sex differences, individual variation and maternal influence. *Animal Behaviour*, **76**, 375-387.

**Ginsberg, J. R. & Young, T. P.** 1992. Measuring association between individuals or groups in behavioral studies. *Animal Behaviour*, **44**, 377-379.

**Girvan, M. & Newman, M. E. J.** 2002. Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**, 7821-7826.

**Goodall, J.** 1986. The Chimpanzees of Gombe: Patterns of Behavior. Cambridge: Harvard University Press.

**Gowans, S., Würsig, B. & Karczmarski, L.** 2008. The social structure and strategies of delphinids: predictions based on an ecological framework. *Advances in Marine Biology*, **53**, 195-294.

**Granovetter, M. S.** 1973. The strength of weak ties. *American Journal of Sociology*, **78**, 1360-1380.

- Hauser, D. D. W., Logsdon, M. G., Holmes, E. E., VanBlaricom, G. R. & Osborne, R. W.** 2007. Summer distribution patterns of southern resident killer whales *Orcinus orca*: core areas and spatial segregation of social groups. *Marine Ecology Progress Series*, 351, 301–310
- Herman, L. M., Kuczaj, S. A. & Holder, M. D.** 1993. Responses to anomalous gestural sequences by a language-trained dolphin: Evidence for processing of semantic relations and syntactic information. *Journal of Experimental Psychology: General*, **122**, 184-194.
- Hinde, R. A.** 1976. *Interactions, relationships and social structure. Man*, **11**, 1-17.
- Ingram, S. N.** 2000. The ecology and conservation of bottlenose dolphins in the Shannon estuary, Ireland. 2000. PhD thesis, University College Cork, Ireland.
- Kent, E. E., Mazzoil, M., McCulloch, S. D. & Defran, R. H.** 2008. Group characteristics and social affiliation patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Indian River Lagoon, Florida. *Florida Scientist*, **71**, 149-168.
- Krause, J. & Ruxton, G. D.** 2002. *Living in Groups*. Oxford: Oxford University Press.
- Krause, J., Lusseau, D. & James, R.** 2009. Animal social networks: An introduction. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **63**, 967-973.
- Krützen, M. Sherwin, W. B., Connor, R. C., Barre, L. M., Van de Castele, T., Mann, J. & Brooks, R.** 2003. Contrasting Relatedness Patterns in Bottlenose Dolphins (*Tursiops sp.*) with Different Alliance Strategies. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **270**, 497-502.
- Krützen, M., Mann J., Heithaus, M. R., Connor, R. C., Bejder, L. & Sherwin, W. B.** 2005. Cultural Transmission of Tool Use in Bottlenose Dolphins. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**, 8939-8943.
- Laland, K. N. & Kendal, J. R.** 2003. What the models say about social learning. In: *The Biology of Traditions: Models and Evidence* (Ed. by D. M. Fragaszy & S. Perry), pp. 33–55. Cambridge: Cambridge University Press.

- Laland, K. N. & Janik, V. M.** 2007. Response to Krützen et al.: further problems with the 'method of exclusion'. *Trends in Ecology & Evolution*, **22**, 7.
- Lima, S. L. & Zollner, P. A.** 1996. Towards a behavioural ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**, 131-135.
- Lusseau, D.** 2003. The emergent properties of a dolphin social network. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, **270**, S186-S188.
- Lusseau, D., Schneider, K., Boisseau, O. J., Haase, P., Slooten, E. & Dawson, S. M.** 2003. The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **54**, 396-405.
- Lusseau, D. & Newman, M. E.** 2004. Identifying the role that animals play in their social networks. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, **271**, 477-481.
- Lusseau, D., Williams, R., Wilson, B., Grellier, K., Barton, T. R., Hammond, P. S. & Thompson, P. M.** 2004. Parallel influence of climate on the behaviour of Pacific killer whales and Atlantic bottlenose dolphins. *Ecology Letters*, **7**, 1068-1076.
- Lusseau, D., Wilson, B., Hammond, P. S., Grellier, K., Durban, J. W., Parsons, K. M., Barton, T. R. & Thompson, P. M.** 2005. Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 14-24.
- Lusseau, D.** 2007. Evidence for social role in a dolphin social network. *Evolutionary Ecology*, **21**, 357-366.
- Manly, B. F. J.** 1995. A note on the analysis of species co-occurrences. *Ecology*, **76**, 1109-1115.
- Mann, J., Connor, R., Barre, L. M., & Heithaus, M. R.** 2000. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*, **11**, 210-219.

- Mann, J. & Sargeant, B.** 2003. Like mother, like calf: the ontogeny of foraging traditions in wild Indian Ocean bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). In: *The biology of traditions: models and evidence* (Ed. by D. Frigaszy & S. Perry.), pp 236-266. Cambridge University Press.
- Mantel, J.** 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, **27**, 209-220.
- Marino, L., Connor, R. C., Fordyce, R. E., Herman, L. M., Hof, P. R., Lefebvre, L., Lusseau, D., McCowan, B., Nimchinsky, E. A., Pack, A. A., Rendell, L., Reidenberg, J. S., Reiss, D., Uhen, M. D., der Gucht, E. V., Whitehead, H.** 2007. Cetaceans Have Complex Brains for Complex Cognition. *PLoS Biology*, **5**, 966-972.
- McComb, K., Reby, D., Baker, L., Moss, C. & Sayialel, S.** 2003. Long-distance communication of acoustic cues to social identity in African elephants. *Animal Behaviour*, **65**, 317-329.
- Miklós, I. & Podani, J.** 2004. Randomization of presence-absence matrices: comments and new algorithms. *Ecology*, **85**, 86-92.
- Möller, L. M., Beheregaray, L. B., Allen, S. J. & Harcourt, R. G.** 2006. Association patterns and kinship in female Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) of southeastern Australia. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **61**, 109-117.
- Newman, M. E. J.** 2001. Scientific collaboration networks. II. Shortest paths, weighted networks, and centrality. *Physical Review E*, **64**, 016132.
- Newman, M. E. J.** 2002b. The spread of epidemic disease on networks. *Physical Review E*, **66**, 016128-1-016128-11.
- Newman, M. E. J.** 2003. The structure and function of complex networks. *SIAM Review*, **45**, 167-256.
- Newman, M. E. J.** 2006a. Modularity and community structure in networks. *European Physical Journal B*, **38**, 321-30.

**Newman, M. E. J.** 2006b. Finding community structure in networks using the eigenvectors of matrices. *Physical Review E*, **74**, 036104-1-036104-19.

**Opsahl, T. & Panzarasa, P.** 2009. Clustering in weighted networks. *Social Networks*, **31**, 155-163.

**Opsahl, T., Agneessens, F. & Skvoretz, J.** 2010. Node centrality in weighted networks : generalizing degree and shortest paths. *Social Networks*, **32**, 245-251.

**Packer, C.** 1986. The ecology of social felids. In: *Ecological Aspects of Social Evolution*. (Ed. by D. I. Rubenstein & R. W. Wrangham). Princeton: Princeton University Press.

**Peterson, D., Hanazaki, N. & Simões-Lopes, P. C.** 2008. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, **51**, 469-475.

**R Development Core Team.** 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

**Rendell, L. & Whitehead, H.** 2001. Culture in whales and dolphins. *Behavioral and Brain Sciences*, **24**, 309-382.

**Rogers, L. M., Delahay, R., Cheeseman, C. L., Langton, S., Smith, G. C. & Clifton-Hadley, R. S.** 1998. Movements of badgers (*Meles meles*) in a highdensity population - individual, population and disease effects. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **265**, 1269-1276.

**Rossbach, K. A. & Herzing, D. L.** 1999. Inshore and Offshore Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Communities Distinguished by Association Patterns, near Grand Bahama Island, Bahamas. *Canadian Journal of Zoology*, **77**, 581-592.

**Rubenstein, D. I.** 1994. The ecology of female social behaviour in horses, zebras, and asses. In: *Animal Societies: Individuals, Interactions, and Organization*. (Ed. by P. Jarman & A. Rossiter), pp. 13-28. Kyoto: Kyoto University Press.

- Sargeant, B. L., Wirsing, A. J., Heithaus, M. R. & Mann, J.** 2007. Can environmental heterogeneity explain individual foraging variation in wild bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.)? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **61**, 679–688
- Sargeant, B. L. & Mann, J.** 2009. Developmental evidence for foraging traditions in wild bottlenose dolphins. *Animal Behaviour*, **78**, 715-721.
- Schnell, G. D., Watt, D. J. & Douglas, M. E.** 1985. Statistical comparison of proximity matrices: applications in animal behaviour. *Animal Behaviour*, **33**, 239-253.
- Shane, S. H.** 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: *The bottlenose dolphin*. (Ed. by S. Leatherwood & R. R. Reeves), pp 369-386. San Diego: Academic Press.
- Simões-Lopes, P. C.** 1995. Ecologia comportamental do delfim, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), durante as interações com a pesca artesanal de tainhas (*Mugil* sp.) no Sul do Brasil. Tese de Doutorado (Pós-Graduação Biociências, PUCRS).
- Simões-Lopes, P. C., Fabian, M. E. & Menegheti, J. O.** 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia*, **15**, 709-726.
- Smolker, R. A., Richards, A. F., Connor, R. C. & Pepper, J. W.** 1992. Sex differences in patterns of association among Indian Ocean bottlenose dolphin. *Behaviour*, **123**, 38-69.
- Sugg, D. W., Chesscr, R. K., Dobson, F. S. & Hoogland, J. L.** 1996. Population genetics meets behavioral ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**, 338-342.
- Vucetich, J. A., Peterson, R. O. & Waite, T. A.** 2004. Raven scavenging favours group foraging in wolves. *Animal Behaviour*, **67**, 1117-1126.
- Wells, R., Scott, M. D. & Irvine, A. B.** 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: *Current Mammology*. (Ed by H. H. Genoways), pp. 247-305. NewYork: Plenum Press.

- Wells, R. S.** 1991. The role of long term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. (Ed. by K. Pryor & K. S. Norris), pp 199-225. Berkeley: University of California Press.
- Whitehead, H.** 1995. Investigating structure and temporal scale in social organization using identified individuals. *Behavioral Ecology*, **6**, 199-208.
- Whitehead, H.** 1999. Testing associations' patterns of social animals. *Animal Behaviour*, **57**, 26-29.
- Whitehead, H. & Dufault S.** 1999. Techniques for analyzing vertebrate social structure using identified individuals: a review and recommendations. *Advances in the Study of Behavior*, **28**, 33-74.
- Whitehead, H. & Rendell, L.** 2004. Movements, habitat use and feeding success of cultural clans of South Pacific sperm whales. *Journal of Animal Ecology*, **73**, 190-196.
- Whitehead, H. & Connor, R.** 2005. Alliances I. How large should alliances be? *Animal Behaviour*, **69**, 117-126.
- Whitehead, H., Bejder, L. & Ottensmeyer, A. C.** 2005. Testing association patterns: issues arising and extensions. *Animal Behaviour*, **69**, 1-6.
- Whitehead, H.** 2008. *Analyzing animal societies: Quantitative methods for vertebrate social analysis*. Chicago: University of Chicago Press.
- Whitehead, H.** 2009. SOCPROG programs: Analyzing animal social structures. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **63**, 765-778.
- Williams, J. A., Dawson, S. M. & Slooten, E.** 1993. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology*, **71**, 2080-2088.

**Wilson, B.** 1995. The ecology of the bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the northern extreme of the species' range. Ph.D. thesis, University of Aberdeen.

**Wilson, E. O.** 1975. *Sociobiology: the new synthesis*. Cambridge: Belknap Press.

**Wiszniewski, J., Allen, S. J. & Möller, L. M.** 2009. Social cohesion in a hierarchically structured embayment population of Indo-Pacific bottlenose dolphins. *Animal Behaviour*, **77**, 1449-1457.

**Wiszniewski, J., Lusseau, D. & Möller, L. M.** 2010. Female bisexual kinship ties maintain social cohesion in a dolphin network. *Animal Behaviour*, **80**, 895-904.

**Wittemyer, G., Douglas-Hamilton, I. & Getz, W. M.** 2005. The socioecology of elephants: analysis of the processes creating multitiered social structures. *Animal Behaviour*, **69**, 1357-1371.

**Wrangham, R. W. & Rubenstein, D. I.** 1986. Social evolution in birds and mammals. In: *Ecological aspects of social evolution* (Ed. by D. I. Rubenstein & R. W. Wrangham). Princeton: Princeton University Press.

**Würsig, B. & Würsig, M.** 1977. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science*, **198**, 755-756.

**Würsig, B. & Jefferson, T. A.** 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. *Report of the International Whaling Commission* (Special Issue 12).



## CAPÍTULO 5:

Lesões epidérmicas similares à Lobomicose no boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) de Laguna, sul do Brasil: monitoramento de um caso em progressão

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,2\*</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.

\* Autor para correspondência: daurajorge@gmail.com

## Resumo

Lobomicose é uma doença dérmica crônica que afeta populações humanas e de pequenos cetáceos. Em 1993, a presença do agente etiológico de Lobomicose foi identificada para população residente de *Tursiops truncatus* em Laguna, Brasil. No entanto, até o momento não existem informações adicionais de persistência e prevalência do patógeno na área. Estimada em menos de 60 indivíduos, esta pequena população de botos habita um sistema lagunar altamente impactado, gerando preocupações sobre sua saúde e viabilidade futura. A partir de um esforço de foto-identificação realizado entre setembro de 2007 e setembro de 2009, o presente estudo avaliou a ocorrência de lesões semelhantes à Lobomicose (LLD; *Lobomicose-like disease*) nesta população de botos. Dos 47 indivíduos adultos e 10 filhotes identificados, 7 (12%) apresentaram alguma forma de lesão epidérmica e 5 (9%) com evidências de LLD. A lesão foi estável na maioria dos casos, porém um desenvolvimento progressivo foi observado em uma suposta fêmea adulta e seu filhote (o par LLD). Durante os primeiros meses de monitoramento, o tamanho de uma

lesão específica na fêmea adulta progrediu de forma lenta, porém constante. No entanto, a partir do 14º mês, a taxa de crescimento aumentou rapidamente e as primeiras lesões apareceram no filhote. Comparando com o restante da população, o par LLD apresentou um padrão de uso espacial diferente, sugerindo um possível fator social ou geográfico. O presente relato de LLD, somado ao registro anterior de Lobomicose na área, indica que a doença é endêmica para esta população. Estes resultados destacam a importância de se monitorar tanto a saúde desta população de botos como a qualidade do seu habitat.

Palavras-chave: *Tursiops truncatus*; Lobomicose; prevalência; caso em progressão; lesões de pele; patologias.

## Introdução

Lesões epidérmicas já foram relatadas para diversas espécies de cetáceos e podem ser causadas por vírus, bactérias, protozoários ou fungos (Wilson et al. 1997, Van Bressem et al. 2008). Em anos recentes, a ocorrência de lesões ocasionadas por doenças de pele vem aparentemente aumentando, e este avanço pode estar relacionado com a maior exposição de algumas populações a estressores ambientais promovidos tanto por fatores naturais como antropogênicos (Wilson et al. 1999, Reif et al. 2006, Van Bressem et al. 2009).

Entre as doenças epidérmicas mais comuns em pequenos cetáceos em regiões tropicais e subtropicais, destaca-se a Lobomicose (*lacaziosis*), uma infecção dermal crônica causada pelo fungo *Lacazia loboi* (Taborda et al. 1999) (syn. *Loboa loboi*; Caldwell et al. 1975). O processo de infecção ainda é desconhecido, mas um trauma local pode ser a porta de entrada para o agente etiológico (Rodriguez-Toro 1993, Dierauf & Gulland 2001). Em Delphinidae, casos de Lobomicose parecem estar significativamente associados com distúrbios do sistema imune adaptativo, causados pela exposição crônica a poluentes químicos e biológicos (Reif et al. 2009). Em adição, variações de salinidade e temperatura da água também parecem influenciar no processo de contaminação (Reif et al. 2006). As lesões por Lobomicose são geralmente encontradas ao longo de todo o corpo do indivíduo, na forma de nódulos e erupções que podem ter mais de 30 cm de diâmetro. Apresentam um aspecto queloidal ou verrugóide, com ulcerações ocasionais (Reif et al. 2006).

Lobomicose, ou *Lobomicose-like disease* (LLD) na ausência de um diagnóstico histológico, é relatada para três espécies de pequenos cetáceos - *Tursiops truncatus*, *T. aduncus* e *Sotalia guianensis* – em várias partes do mundo (e.g. Migaki et al. 1971, Caldwell et al. 1975, Van Bressem et al. 2007, 2009, Kiszka et al. 2009). Também é conhecida como uma doença endêmica de populações humanas da Amazônia (Rodriguez-Toro 1993). Embora a lesão seja similar ao

observado no homem, ocorre uma sutil diferença morfológica do agente etiológico de pequenos cetáceos (Haubold et al. 2000). Os relatos de ocorrência em Delphinidae também extrapolam os limites da endemia observada em populações humanas (Dierauf & Gulland 2001). Os primeiros registros da doença para o boto-da-tainha são procedentes da costa da Flórida (EUA), na década de 70 (Caldwell et al. 1975, Haubold et al. 2000). Posteriormente, casos foram registrados na Europa (Migaki et al. 1971), costa do Texas (EUA, Cowan 1993), e América do Sul - Venezuela, Colômbia, Equador, Peru e sul do Brasil (Simões-Lopes et al. 1993, Moreno et al. 2008, Bermudez et al. 2009, Van Bresse et al. 2009) -, sendo que nesta última área, relatos recentes não são incomuns.

O boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, é frequentemente observado em águas costeiras ao longo da costa de Santa Catarina, sul do Brasil (Simões-Lopes & Ximenez 1993). Nos corpos lagunares adjacentes à cidade de Laguna destaca-se a presença de uma pequena população de aproximadamente 55 indivíduos com alto grau de residência na área (Simões-Lopes & Fabian 1999, Simões-Lopes & Daura-Jorge 2008). Alguns indivíduos desta população (aproximadamente 40%) promovem um comportamento singular e ritualizado de pesca cooperativa com pescador artesanal (ver detalhes desta interação em Simões-Lopes et al. 1998). O alto grau de residência da população na área garante uma exposição crônica desta população a múltiplos estressores ambientais. Os corpos lagunares são margeados por áreas urbanizadas que são fontes constantes de contaminação antrópica. Atividades como rizicultura e carcinicultura ocorrem em grande escala, contribuindo com o aporte de contaminantes químicos e biológicos (Scherer et al. 2006). Historicamente, a área também recebe os resíduos da exploração do carvão mineral das jazidas adjacentes, de termelétricas, suinocultura, olarias e indústria alimentícia (Lima et al. 2001).

Entre os registros de Lobomicose no sul do Brasil, destaca-se o primeiro deles, proveniente da população de *T. truncatus* de Laguna na década de 90. Uma fêmea morta foi observada com várias verrugas epidérmicas de coloração esbranquiçada, distribuídas de forma concentrada principalmente na região dos flancos e porção ventral. O diagnóstico, por meio de testes histológicos, confirmou a presença do agente etiológico *Lacazia loboi* (Simões-Lopes et al. 1993). Apesar deste registro da década de 90, a persistência, severidade e o endemismo desta doença nesta população de botos permanecem desconhecidos. Assim, este estudo tem como objetivo reavaliar e descrever a ocorrência de lesões similares à Lobomicose (LLD) – por meio de diagnóstico visual – na população de boto-da-tainha de Laguna. Buscou-se mensurar a prevalência de LLD nesta população e acompanhar a evolução temporal de um caso específico em uma suposta fêmea adulta acompanhada de seu filhote. Em geral, o diagnóstico da doença se dá em animais mortos ou em cativeiro. No entanto, considerando os sucessos recentes de diagnósticos visuais (e.g. Van Bresse et al. 2007, Moreno et al. 2008, Murdoch et al. 2008, Burdett Hart et al. 2010) e o registro anterior da doença na área (Simões-Lopes et al. 1993), o presente relato é uma oportunidade de se acompanhar o desenvolvimento de prováveis casos de Lobomicose em ambiente natural.

## Materiais e Métodos

### Área de estudo

Adjacente à cidade de Laguna (28°20'S e 48°50'O), o sistema costeiro formado por três subunidades, as lagoas Mirim, Imaruí e Santo Antônio, representa um dos maiores complexos lagunares do sul do Brasil, abrangendo uma área de aproximadamente 300 km<sup>2</sup> (Fig. 1). A porção norte e mais interna deste sistema é formada pela Lagoa Mirim, que se destaca pela intensa ocorrência de fazendas de arroz. A porção central, formada pela Lagoa de Imaruí, é a área de

maior concentração da atividade de carcinicultura. Já a porção sul, representada pela Lagoa de Santo Antônio, recebe as águas do Rio Tubarão, que passa adjacente às jazidas de carvão do sul de Santa Catarina. Também é a área com maior urbanização, ao entorno da cidade de Laguna. De forma geral todo o complexo lagunar apresenta baixa profundidade média (~2 metros), com exceção dos canais de conexão (Meurer & Netto 2007). Quando não urbanizadas ou alteradas, as margens são compostas por áreas úmidas de banhados e marismas, ou por pequenas praias e costões rochosos. Não existem estudos que descrevem a qualidade do hábitat local.

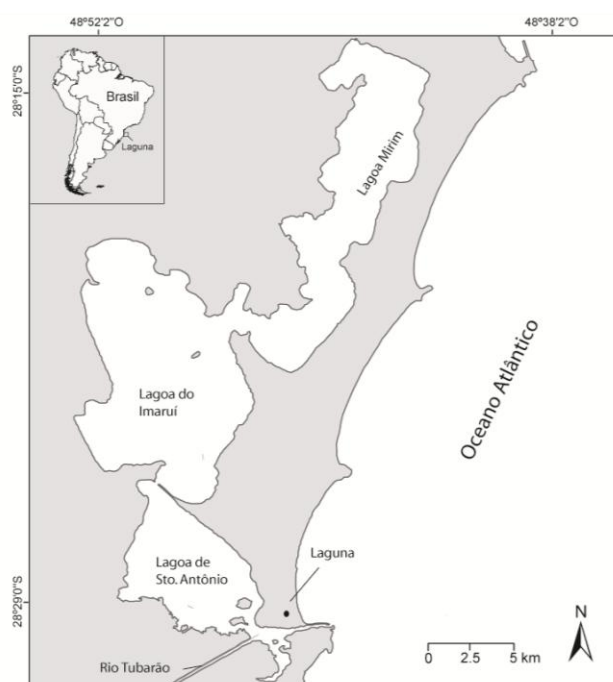


Figura 1: Localização do complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos - Imaruí - Mirim no sul do Brasil.

#### Coleta de dados

Entre setembro de 2007 e setembro de 2009 a população de *Tursiops truncatus* de Laguna foi monitorada continuamente por um esforço de foto-identificação. Dados provenientes deste esforço foram utilizados primariamente para estimar parâmetros populacionais e padrões

espaciais. Em cada saída foi utilizada uma pequena embarcação (5 metros com motor de 15 hp) que percorria rotas pré-definidas cobrindo a área de estudo de forma homogênea. O esforço de observação foi concentrado nas lagoas da porção sul e central, sendo a Lagoa Mirim visitada apenas ocasionalmente. As saídas ocorreram somente em condições climáticas favoráveis de luminosidade, intensidade do vento e condição do mar (não excedendo Beaufort 2).

Quando um grupo de botos era detectado, o mesmo era acompanhado para a coleta de dados por aproximadamente 20 minutos. Durante este período as seguintes informações foram registradas: hora; posição geográfica; tamanho de grupo; ocorrência de filhotes; ocorrência de interação com os pescadores artesanais; e outras informações complementares. O método de amostragem para a coleta destas informações foi de grupo-focal (Lehner 1996). Filhotes foram identificados pelo tamanho do corpo e pelo comportamento fortemente associado à provável mãe (Mann et al. 2000).

A foto-identificação foi utilizada para reconhecimento e catalogação individual (Würsig & Jefferson 1990). Em cada sessão de observação de um grupo, foi obtido o maior número de fotos possível, buscando sempre o registro de todos os indivíduos do grupo. Apenas fotos de alta qualidade (foco, ângulo, luminosidade) foram utilizadas para identificação e posterior medição das lesões epidérmicas dos indivíduos identificados.

#### Análise de dados

Foram definidos dois tipos de lesões: lesões epidérmicas semelhantes à Lobomicrose (LLD); e outras lesões (não semelhantes). Para identificar as lesões LLD foi utilizada a descrição do caso relatado por Simões-Lopes et al. (1993). Foi selecionado um único grupo-focal com LLD para acompanhamento do progresso de uma lesão-alvo (denominado aqui como o par LLD). Este par

era formado por uma provável fêmea adulta (L19#) e seu respectivo filhote (L25#), sendo que os mesmos sempre foram observados juntos.

Foram utilizados os programas Photoshop CS4 (Adobe) e ArcGIS 9.2 (ESRI) para mensurar o tamanho relativo e o progresso da lesão na fêmea adulta (L19#). Somente o lado direito da nadadeira dorsal, onde se encontrava a lesão alvo, e a melhor imagem do dia de observação foram utilizados. Com a ferramenta *magnetic tool* do Adobe Photoshop, a dorsal da fêmea adulta com a lesão alvo e a lesão foram extraídas da imagem original, sendo a base da dorsal ajustada na posição horizontal. A base inferior foi definida pela intersecção dos pontos indicados pela maior proeminência da margem anterior e posterior da dorsal. O contorno da lesão seguiu a coloração mais escura do nódulo que circunda a lesão verrucosa embranquecida, e a pele normal foi excluída para o cálculo da área da lesão (ver Fig. 4). Uma vez extraídas, as imagens da dorsal e da lesão foram importadas para uma mesma vista de um projeto do ArcGIS 9.2. Então, um polígono de contorno foi desenhado para cada dorsal e sua respectiva lesão. A área de cada polígono foi estimada utilizando a ferramenta *polygon feature tool* do ArcGIS 9.2. Como o objetivo desta abordagem era medir a proporção da lesão em relação à nadadeira dorsal, não foi considerada qualquer unidade e/ou coordenada nas propriedades da vista do ArcGIS. Erros de medidas causadas por diferentes distâncias e ângulos foram minimizados utilizando imagens da dorsal e da lesão extraídas de uma mesma foto. Desta forma, qualquer variação de distância, ângulo ou outra variável, apresenta o mesmo efeito nas mensurações da dorsal e da lesão.

O tamanho relativo da lesão foi calculado a partir da proporção (P):  $A_{\text{lesão}}/A_{\text{dorsal}} \times 100$ , em que  $A_{\text{lesão}}$  é a área estimada para a lesão, e  $A_{\text{dorsal}}$  é a área estimada para a dorsal. Como a avistagem do par LLD era ocasional, o intervalo entre registros variou. Assim, a taxa de crescimento por dia para cada intervalo entre registros (entre fotos) foi definida por:  $[P_{x+1} -$



$P_x/t_{int}] \times 10$ , em que  $P_{x+1}$  é a proporção (tamanho relativo da lesão) para o momento  $x+1$ ,  $P_x$  é a proporção para o momento  $x$ , e  $t_{int}$  é o número de dias no intervalo entre  $x$  e  $x+1$ .

A área de vida - definida aqui como “a área utilizada por um indivíduo para atividades vitais na área de estudo” (adaptado de Burt 1943) - de todos os indivíduos identificados na população, excluindo o par LLD, foi estimada pelo método de Kernel Fixo (Worton 1989), utilizando a extensão Hawth's Analysis Tools (Beyer 2004) para o ArcGIS 9.2 (ESRI) (ver detalhes no *Capítulo 3*). A linha de contorno do Kernel utilizada foi de 95% para estimar área de vida e 50% para estimar área de concentração (Powell 2000). A taxa de encontro individual foi calculada pela proporção entre o número de dias que um indivíduo foi observado e o número total de dias de esforço. A prevalência de lesões epidérmicas na população foi definida pela proporção de indivíduos foto-identificados com lesões. A prevalência de LLD foi definida pela proporção de indivíduos com lesões similares à Lobomicose.

## Resultados

Durante o período amostral foram realizados 102 dias de campo em um intervalo de 22 meses e 470 horas de observação direta. Neste esforço foram tomadas aproximadamente dez mil fotografias, com 47 possíveis adultos e 10 filhotes catalogados. A prevalência de lesões epidérmicas na população foi de 12% ( $n = 7$ ) dos indivíduos foto-identificados, e 9% ( $n = 5$ ) apresentaram lesões similares à Lobomicose (LLD), com erupções de verrugas epidérmicas de coloração esbranquiçada ao longo do dorso (Fig. 2). Esta prevalência (9%) foi estatisticamente igual ( $p > 0.05$ , teste exato de Fisher) ao observado para as populações de *Tursiops truncatus* na Flórida (EUA; valores de Reif et al. 2006, Murdoch et al. 2008) e *T. aduncus* no Oceano Índico (valores de Kiszka et al. 2009). As demais lesões observadas foram manchas esbranquiçadas ou escurecidas, porém sem formação de nódulos verrucosos.

A distribuição espacial da população foi heterogênea na área, sendo a Lagoa de Santo Antônio utilizada de forma mais intensa, em especial a área próxima ao delta do Rio Tubarão e o canal de ligação com o mar (Fig. 3). No entanto, o padrão espacial do par LLD diferiu do restante da população. Não ocorreu sobreposição entre as áreas de concentração estimada para o par LLD e estimada para a população total (Fig. 3). O par LLD utilizou as áreas mais interna das Lagoas de Imaruí e Mirím, e apresentaram uma baixa taxa de encontro (17%) comparado com a de outros indivíduos (aproximadamente 29% em média para a população). Em oito das 12 avistagens (67%), o par LLD estava isolado do restante da população; e quando observados em associação com outros grupos, permaneciam sempre em posição periférica. Embora outros indivíduos com LLD interagissem cooperativamente com pescador artesanal, o par LLD não foi observado em pesca cooperativa.

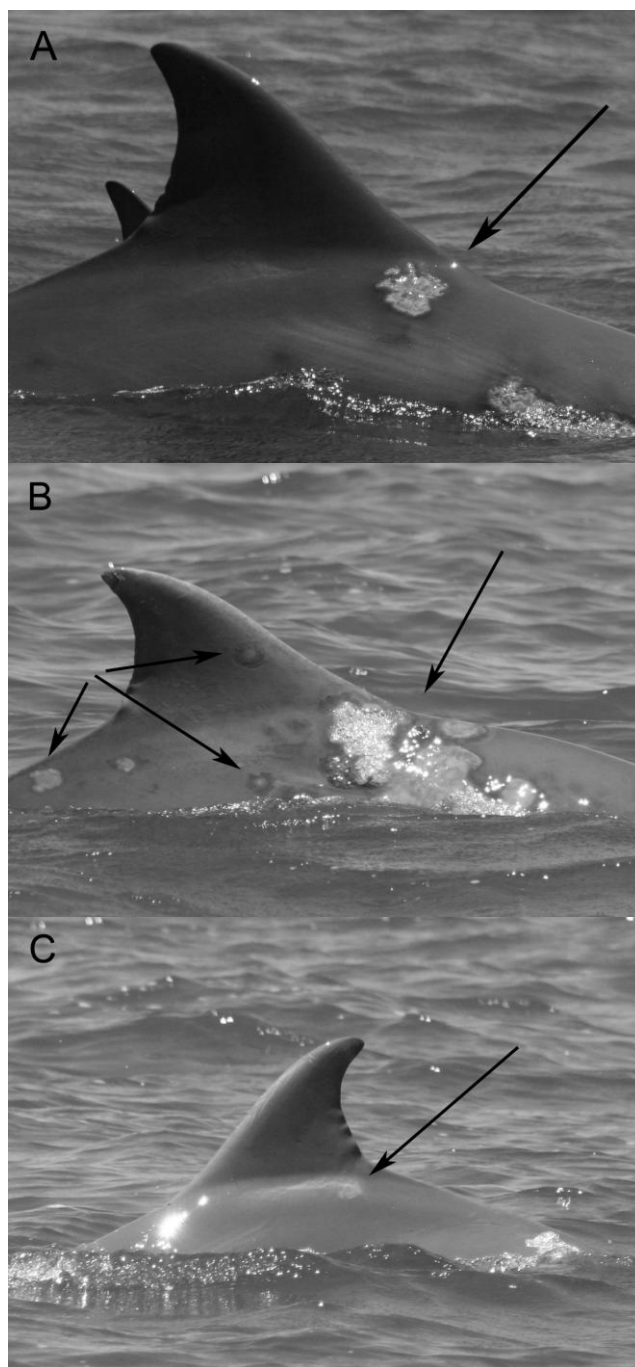


Figura 2: (A, B) Progresso de LLD na fêmea adulta (L19#), e (C) emergência das primeiras lesões no filhote L25# durante o período amostral de 14 meses. Aparecimento dos nódulos brancos que precedem a erupção da lesão em L19# (flechas em A e B). Lesões brancas apareceram após 437 dias no filhote L25# (flecha em C). (A) 8 de novembro de 2007; (B, C) 8 de janeiro de 2009.

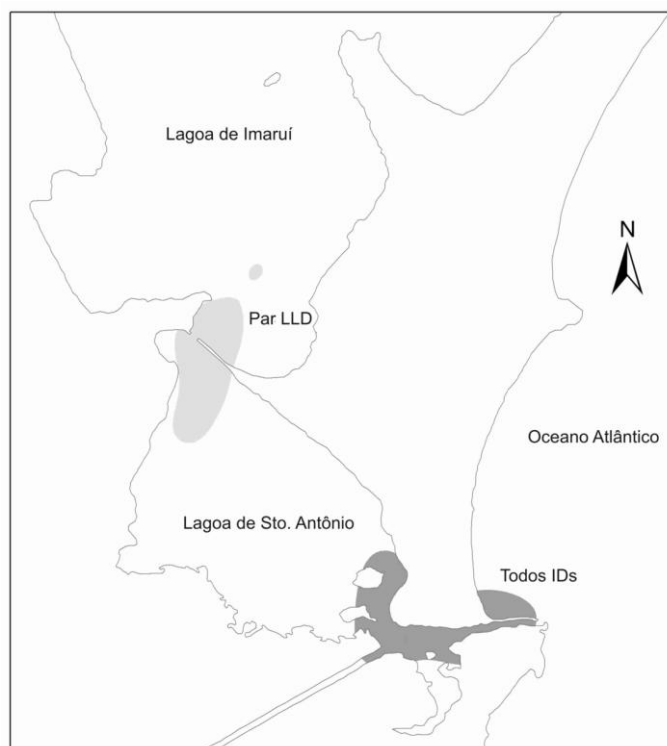


Figura 3: Comparação entre a área de concentração (Kernel 50%) estimada para toda a população (todos IDs; cinza escuro) e somente para o par LLD (L19# e L25#; cinza claro).

O acompanhamento do par LLD, da primeira à última observação, durou 14 meses, permitindo o registro da progressão da lesão. Em outros casos de LLD a lesão permaneceu estável e nenhum indivíduo acusou regressão da mesma. Uma lesão anterior a nadadeira dorsal, no lado direito, foi observada na primeira avistagem da fêmea adulta (L19#) e aumentou consideravelmente em área durante o estudo, conectando-se a outras lesões no flanco direito, próximas à nadadeira peitoral (Figs. 2A, B). Nota-se ainda o aparecimento de múltiplos nódulos enegrecidos ao longo de todo o corpo, antecedentes ao surgimento de manchas brancas que culminam na erupção da lesão verrucosa (Fig. 2B). Durante o primeiro ano de acompanhamento, o filhote (L25#) não apresentava indícios de lesão. Após o 14º mês (dia 428) as primeiras lesões foram identificadas no dorso (Fig. 2C).

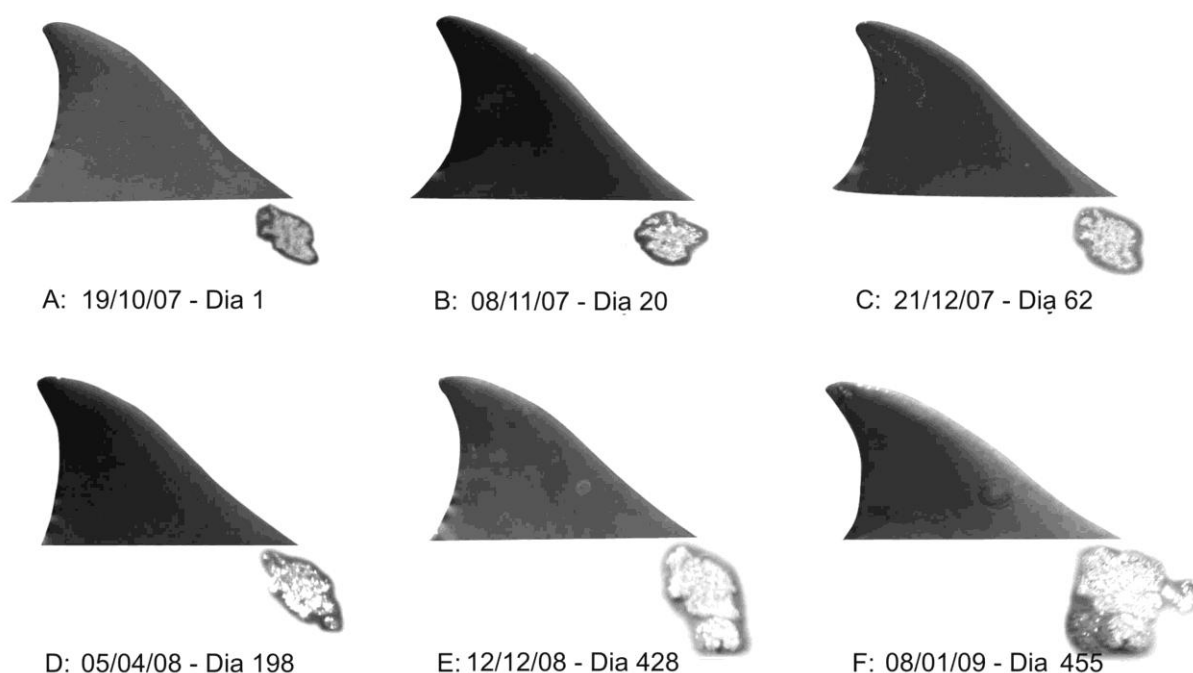


Figura 4: Aumento da lesão em relação ao tamanho da dorsal do indivíduo L19# (fêmea adulta) ao longo do intervalo amostral de 14 meses.

A análise da progressão da lesão, com base na proporção entre o tamanho desta e o tamanho da nadadeira dorsal, indica uma tendência contínua e linear de crescimento (Figs. 4 e 5A). A taxa de crescimento – aumento do tamanho proporcional da lesão pelo número de dias do intervalo correspondente – não variou muito entre o primeiro registro e o penúltimo, sugerindo uma evolução constante durante os primeiros 13 meses. Já no último intervalo entre avistagens (Figs. 4E, F) – após o 14º mês de acompanhamento (entre os dias 428 e 455) –, o tamanho da lesão aumentou de forma marcante, com uma taxa de crescimento muito maior do que o observado nos outros períodos, sugerindo um desenvolvimento exponencial neste momento (Fig. 5B).

A progressão da lesão-alvo no último período coincide com a identificação das primeiras lesões no filhote (L25#). Também foi observada a união da lesão-alvo com lesões adjacentes e

um repentino aparecimento de novos nódulos e manchas esbranquiçadas ao longo de todo o dorso do indivíduo L19# (Fig. 2 e 4). Após o registro do dia 08/01/09, o par LLD não foi mais observado na área durante os últimos oito meses de monitoramento sistemático.

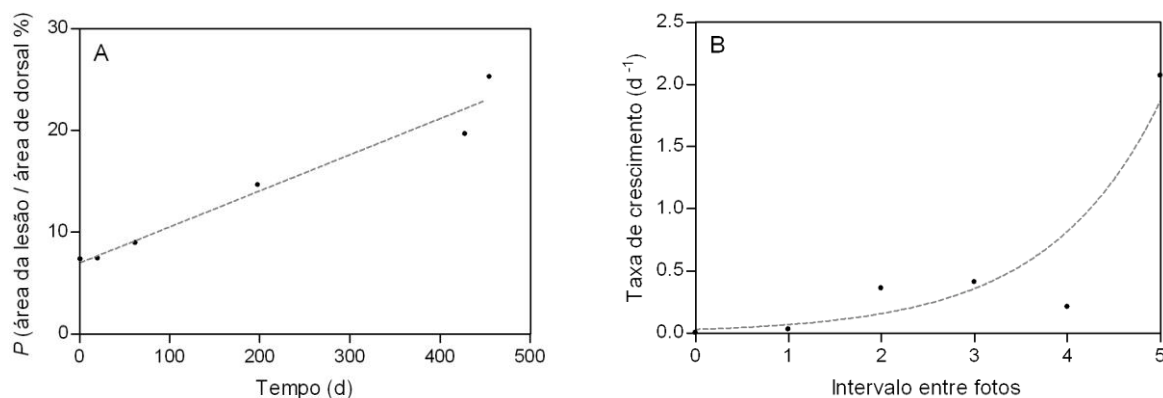


Figura 5: (A) Proporção (P, %) da lesão em relação à nadadeira dorsal do indivíduo L19# (fêmea adulta) ao longo do período amostral, e (B) taxa de crescimento da lesão expressa como área da lesão em relação à dorsal por unidade de tempo (número de dias entre fotos).

## Discussão

A descrição visual das lesões observadas neste estudo coincidem com o que foi observado e diagnosticado histologicamente por Simões-Lopes et al. (1993) para a mesma população residente de *Tursiops truncatus* em Laguna. Assim, supõe-se fortemente que as lesões aqui relatadas são referentes a casos de Lobomicose, indicando persistência da doença nesta população por pelo menos durante os últimos 15 anos. A prevalência de LLD observada em Laguna (9%) é comparável com o observado para outras populações do boto-da-tainha (Reif et al. 2006, Murdoch et al. 2008, Kiszka et al. 2009). Todavia, LLD deve ser ainda mais prevalente que o estimado pelo método corrente, já que apenas as lesões na região dorsal dos indivíduos podem ser observadas.

Os relatos de Lobomicose são crescentes nos últimos anos para diversas populações costeiras de pequenos cetáceos (Bermudez et al. 2009, Rotstein et al. 2009, Van Bressem et al. 2009). Além do primeiro relato de Lobomicose para o sul do Brasil (Simões-Lopes et al. 1993), casos recentes foram confirmados para *Tursiops truncatus* no estuário de Tramandaí, a aproximadamente 220 km ao sul de Laguna (Van Bressem et al. 2007, Moreno et al. 2008, Paniz-Mondolfi & Sander-Hoffman 2009). Destaca-se a ocorrência de movimentos de longa distância e intercâmbio entre indivíduos de Laguna e Tramandaí (Simões-Lopes et al. 1998, Simões-Lopes & Fabian 1999), permitindo levantar duas hipóteses: transmissão entre indivíduos (populações) e/ou exposição a condições ambientais similares. Aproximadamente 120 km ao norte, lesões epidérmicas foram relatadas em *T. truncatus* na Baía Norte de Santa Catarina (Flores et al. 2005), e recentemente foram observados dois indivíduos adultos com LLD na Baía Sul de Santa Catarina (*observação pessoal*). Também para o sul do Brasil, é documentada a presença de LLD em uma população de *Sotalia guianensis* no estuário de Paranaguá (Van Bressem et al. 2009). Estes registros sugerem que LLD não é incomum em populações de pequenos cetáceos do sul do Brasil, indicando um provável endemismo de Lobomicose na região.

A ocorrência da doença em filhotes também foi observada na população de *S. guianensis* de Paranaguá, sul do Brasil (Van Bressem et al. 2007), e para a população de *T. aduncus* do Índico (Kiszka et al. 2009). Pouco se sabe sobre o mecanismo de transmissão de LLD e, em geral, infecções por fungos não são contagiosas entre indivíduos (Geraci & Ridgway 1991). Assim, a manifestação de LLD no filhote (L25#) não é suficiente para sugerir uma transmissão proveniente da mãe. No entanto, isto pode indicar que ambos os indivíduos foram provavelmente expostos ao mesmo patógeno ou aos mesmos estressores ambientais que podem ter alterado seu *status* imunológico. Embora exista um baixo risco de zoonose (Symmers 1983), a proximidade comportamental entre botos e pescadores em Laguna (pelo comportamento cooperativo) exige

atenção. Lobomicose foi observada em homens e botos em uma mesma área na Venezuela (Bermudez et al. 2009), tendo os autores sugerido que, apesar de não ocorrer relação entre os dois casos, a presença de *Larazia loboi* na população de botos expôs a comunidade local a este agente etiológico. Não existem relatos de Lobomicose em homens para Laguna; no entanto, os casos na população de botos indicam a presença do patógeno na área e que existe uma potencial exposição para populações humanas locais.

O indivíduo L19# apresentou um progresso na lesão durante o monitoramento. Inicialmente surgiram manchas escuras e nodulares que descamavam, seguidas de manchas esbranquiçadas. Em um estado avançado, as lesões esbranquiçadas deram lugar a erupções verrucosas que continuamente aumentavam de diâmetro até se unir com lesões adjacentes. Em geral, a Lobomicose é considerada uma doença de desenvolvimento lento, tanto no homem como em cetáceos, sem prejudicar órgãos e membranas internas (Kiszka et al. 2009, Burdett Hart et al. 2010). No entanto, neste relato foi observada uma repentina progressão da lesão após aproximadamente 14 meses de acompanhamento. A lesão-alvo do indivíduo L19# aumentou em quase 30% em um curto intervalo de tempo (~30 dias) e novas lesões surgiram ao longo do dorso. Esta progressão abrupta da lesão sugere uma possível alteração no *status* imunológico do indivíduo L19#. No entanto, sem evidências adicionais, não é possível associar esta progressão com o desaparecimento subsequente (ou morte) do par LLD (L19# e L25#).

A emergência de LLD ou outras lesões epidérmicas em populações de pequenos cetáceos é geralmente associada com a contaminação química e/ou biológica do habitat (Van Bressem et al. 2007, 2009, Bearzi et al. 2009, Kiszka et al. 2009), que aparentemente altera o sistema imune adaptativo e aumenta a suscetibilidade a micoses oportunistas (Reif et al. 2009). Entre os principais contaminantes, destacam-se os metais-traço, bifenilpoliclorados (PCBs), dicloro-difenil-tricloroetano (DDTs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Lahvis et al. 1995,



Ross 2002). O par LLD apresentou um padrão espacial e/ou social diferente do restante da população, e este desvio comportamental pode estar relacionado com a severidade da doença ou condições de estresse fisiológico (Constantine et al. 2004). A área utilizada mais intensivamente pelo par LLD – a porção norte e central da área de estudo – é mais exposta a múltiplas fontes de contaminação, como as fazendas de rizicultura e arroz, além de apresentarem menor salinidade e circulação de água (Meurer & Netto 2007). Estes fatores podem ser relevantes indiretamente para o desenvolvimento de Lobomicose (Reif et al. 2006). Variações espaciais da prevalência de Lobomicose foram observadas para população de boto-da-tainha nas lagoas da Flórida (EUA), tendo as áreas mais impactadas apresentado um maior número de casos (Murdoch et al. 2008). No entanto, esta potencial conexão entre a presença de contaminantes e a ocorrência de Lobomicose é ainda especulativa, requerendo investigações adicionais para permitir o uso desta doença como um indicador para a saúde humana e do hábitat.

Poucos estudos acompanharam o desenvolvimento de LLD em populações de pequenos cetáceos em seu ambiente natural. Este estudo apresentou casos de LLD na pequena e residente população de *T. truncatus* de Laguna, sul do Brasil. A prevalência da doença foi semelhante ao observado em outras áreas e dados históricos sugerem que a doença é endêmica nas populações de boto-da-tainha na região. A progressão de um caso específico mostrou estabilidade durante quase todo o monitoramento, porém foi extremamente rápida durante os últimos 30 dias, culminando com o desaparecimento do par LLD. Esforços futuros devem ser feitos para confirmar o agente etiológico, investigar as condições do hábitat e monitorar a emergência de novos casos na população. Estas informações auxiliarão para um melhor entendimento do real status de Lobomicose na área e suas ameaças para a população de botos de Laguna.

## Agradecimentos

Agradecemos a S. Ingram, K. H. Lückmann, M. Cantor, C. Loch e dois revisores anônimos que contribuíram com valiosos comentários e sugestões em diferentes momentos deste trabalho. Agradecemos ainda ao CNPq (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBPN (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild pelo apoio financeiro e logístico para a execução do presente trabalho.

## Referências bibliográficas

- Bearzi M, Rapoport S, Chau J, Saylan C (2009) Skin lesions and physical deformities of coastal and offshore common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Santa Monica Bay and adjacent areas, California. *Ambio* 38:66–71
- Bermudez L, Van Bresse MF, Reyes-Jaimes O, Sayegh AJ, Paniz-Mondolfi AE (2009) Lobomycosis in man and lobomycosis-like disease in bottlenose dolphin, Venezuela. *Emerg Infect Dis* 15:1301–1303
- Beyer HL (2004) Hawth's analysis tools for ArcGIS. Available at: [www.spatialecology.com/htools](http://www.spatialecology.com/htools)
- Burdett Hart L, Wells RS, Adams JD, Rotstein DS, Schwacke LH (2010) Modeling lacaziosis lesion progression in common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* using longterm photographic records. *Dis Aquat Org* 90:105–112
- Burt WH (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J Mammal* 24:346–352
- Caldwell DK, Caldwell MC, Woodard JC, Ajello L, Kaplan W, McLure HM (1975) Lobomycosis as a disease of the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821). *Am J Trop Med Hyg* 24:105–114

- Constantine R, Brunton DH, Dennis T (2004) Dolphinwatching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behavior. *Biol Conserv* 117:299–307
- Cowan DF (1993) Lobo's disease in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from Matagorda Bay, Texas. *J Wildl Dis* 29:488–489
- Dierauf LA, Gulland MD (2001) Handbook of marine mammal medicine. CRC Press, Boca Raton, FL
- Flores PAC, Bazzalo M, da Silva LZ, Wells RS (2005) Evidência de residência individual e ocorrência de lesões epidérmicas em golfinhos *Tursiops truncatus* na Baía Norte, SC, Brasil. In: Anais do III Congresso Brasileiro de Mastozoologia, Aracruz, Espírito Santo
- Geraci JR, Ridgway SH (1991) On disease transmission between cetaceans and humans. *Mar Mamm Sci* 7:191–194
- Haubold EM, Cooper CR, Wen JW, McGinnis MR, Cowan DF (2000) Comparative morphology of *Lacazia loboi* (syn. *Loboa loboi*) in dolphins and humans. *Med Mycol* 38:9–14
- Kiszka J, Van Bressemer MF, Pusineri C (2009) Lobomycosis-like disease and other skin conditions in Indo-Pacific bottlenose dolphins *Tursiops aduncus* from the Indian Ocean. *Dis Aquat Org* 84:151–157
- Lahvis GP, Wells RS, Kuehl DW, Stewart JL, Rhinehart HL, Via CS (1995) Decreased lymphocyte responses in freeranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) are associated with increased concentrations of PCBs and DDT in peripheral blood. *Environ Health Perspect* 103:67–72
- Lehner PN (1996) Handbook of ethological methods. Cambridge University Press, Cambridge
- Lima MC, Giacomelli MB, Stüpp V, Roberge FD (2001) Especiação de cobre e chumbo em sedimento do Rio Tubarão (SC) pelo método Tessier. *Quim Nova* 24:734–742

Mann J, Connor RC, Barre LM, Heithaus MR (2000) Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behav Ecol* 11:210–219

Meurer AZ, Netto SA (2007) Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna estuarine system (South Brazil). *Braz J Aquat Sci Technol* 11: 53–62

Migaki G, Valerio MG, Irvine BA, Graner FM (1971) Lobo's disease in an Atlantic bottle-nosed dolphin. *J Am Vet Med Assoc* 159:578–582

Moreno IG, Ott PH, Tavares M, Oliveira LR and others (2008) Mycotic dermatitis in common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from southern Brazil, with a confirmed record of lobomycosis disease. Paper SC/60/DW1 presented to the IWC Scientific Committee, Santiago, May, 2008.

Murdoch ME, Reif JS, Mazzoil M, McCulloch SD, Fair PA, Bossart GD (2008) Lobomycosis in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon, Florida: estimation of prevalence, temporal trends, and spatial distribution. *EcoHealth* 5:289–297

Paniz-Mondolfi AE, Sander-Hoffman L (2009) Lobomycosis in inshore and estuarine dolphins. *Emerg Inf Dis* 15. Available at: <http://www.cdc.gov/EID/content/15/4/672.htm>

Powell RA (2000) Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani L, Fuller TK (eds) *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, NY, p 65–110

Reif JS, Mazzoil MS, McCulloch SD, Varela RA, Goldstein JD, Fair PA, Bossart G (2006) Lobomycosis in Atlantic bottlenose dolphins from the Indian River Lagoon, Florida. *J Am Vet Med Assoc* 228:104–108

Reif JS, Peden-Adams MM, Romano TA, Rice CD, Fair PA, Bossart GD (2009) Immune dysfunction in Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) with lobomycosis.

- Med Mycol 47:125–135 Rodriguez-Toro G (1993) Lobomycosis. Int J Dermatol 32: 324–332
- Ross PS (2002) The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals. Hum Ecol Risk Assess 8: 277–292
- Rotstein DS, Burdett LG, McLellan W, Schwacker L and others (2009) Lobomycosis in offshore bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), North Carolina. Emerg Infect Dis 15: 588–590
- Scherer M, Ferreira C, Mudat J, Cataneo S (2006) Urbanização e gestão do litoral centro-sul do estado de Santa Catarina. Des Meio Amb 13:31–50
- Simões-Lopes PC, Daura-Jorge FG (2008) Os parceiros da sobrevivência. Editora Insular, Florianópolis
- Simões-Lopes PC, Fabian ME (1999) Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. Rev Bras Zool 16:1017–1024
- Simões-Lopes PC, Ximenez A (1993) Annotated list of the cetaceans of Santa Catarina coastal waters, southern Brazil. Biotemas 6:67–92
- Simões-Lopes PC, Paula GS, Xavier FM, Scaramelo AC (1993) First case of lobomycosis in bottlenose dolphin on Southern Brazil. Mar Mamm Sci 9:329–331
- Simões-Lopes PC, Fabián ME, Menegheti JO (1998) Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. Rev Bras Zool 15:709–726
- Symmers WS (1983) A possible case of Lobo's disease acquired in Europe from a bottle-nosed dolphin (*Tursiops truncatus*). Bull Soc Pathol Exot Filiales 76:777–784
- Taborda PR, Taborda VA, McGinnins MR (1999) *Lacazia loboi* gen. nov., comb. nov., the etiologic agent of lobomycosis. J Clin Microbiol 37:2031–2033

Van Bresseem MF, Van Waerebeek K, Flach L, Reyes JC and others (2007) A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. *Lat Am J Aquat Mamm* 6:7–42

Van Bresseem MF, Van Waerebeek K, Flach L, Reyes JC, and others (2008) Skin diseases in cetaceans. Paper SC/60/ DW8 presented to the IWC Scientific Committee, Santiago, May 2008

Van Bresseem MF, Santos MO, Oshima JE (2009) Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: a possible indicator of a compromised marine environment. *Mar Environ Res* 67:63–68

Wilson B, Thompson PM, Hammond PS (1997) Skin lesions and physical deformities in bottlenose dolphins in the Moray Firth: population prevalence and age-sex differences. *Ambio* 26:243–247

Wilson B, Arnold H, Bearzi G, Fortuna CM and others (1999) Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and anthropogenic factors. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 266:1077–1083

Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecology* 70: 164–168

Würsig B, Jefferson PA (1990) Methods of photo-identification for small cetaceans. *Rep Int Whaling Comm* 12:43–52

## CAPÍTULO 6:

Captura-recaptura vs. transecções lineares para estimar abundância: o caso do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,2\*</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.

\* Autor para correspondência: daurajorge@gmail.com

## Resumo

Populações costeiras de cetáceos estão expostas a múltiplos impactos antropogênicos, sendo o monitoramento destas populações essencial para questões conservacionistas. Para isto, estimativas robustas de abundância são necessárias, principalmente quando o objetivo for detectar tendências populacionais. Por um estudo piloto, foi avaliada a efetividade de dois métodos comumente utilizados, captura-recaptura e transecção linear, para estimar abundância do boto-da-tainha *Tursiops truncatus*, em Laguna, sul do Brasil. Ambas as técnicas foram comparadas em termos de custos, tempo e poder em detectar tendências, considerando um programa hipotético de cinco anos de monitoramento. Os modelos de captura-recaptura, analisados no programa MARK, geraram uma abundância de 50 indivíduos (IC: 40-62) com um coeficiente de variação (CV) de 0,11. O método de transecção linear, utilizando o programa DISTANCE, estimou uma abundância de 61 indivíduos (IC: 39-95), com um CV de 0,22. Comparando as duas abordagens, quando considerado apenas um ano de esforço, captura-

recaptura foi 1,30 vezes mais custoso que transecção linear, porém 2 vezes mais efetivo em termos de precisão. Projetando estes resultados, para captura-recaptura a probabilidade de detectar uma tendência de declínio de 5% em cinco anos de monitoramento foi 2,36 vezes maior do que para transecções lineares. Assim, o custo final para detectar uma tendência seria 1,37 vezes maior para transecção linear, já que este esforço exigiria sete anos a mais de monitoramento. Este resultado destaca a importância da escolha do método e exemplifica a necessidade de se desenvolver estudos pilotos antes de planejar esforços futuros. Considerando o pequeno tamanho populacional estimado aqui, a sensibilidade de ambos os métodos em detectar tendências não seria suficiente, já que o tamanho da população inicial, no momento da detecção, estaria consideravelmente reduzido. Desta forma, a aplicação do princípio da precaução ainda é imperativa, mesmo quando estimativas robustas forem obtidas.

Palavras-chave: monitoramento, abundância, tendência populacional, captura-recaptura, transecções-lineares, *Tursiops truncatus*, Laguna.



## Introdução

O constante fluxo humano para regiões litorâneas propicia uma exposição cada dia maior de ecossistemas costeiros a múltiplas ameaças antropogênicas (Small e Nicholls, 2003). Populações de pequenos cetáceos são especialmente vulneráveis quando se considera a combinação de aspectos biológicos e ecológicos, como alta longevidade, baixa taxa reprodutiva, alto grau de residência em certas áreas e a ocorrência de pequenas populações isoladas (Soulé, 1987; Beissinger e McCullough, 2002). Tudo isto fica potencializado em ambientes suscetíveis a impactos diversos, como a crescente poluição química e biológica, a destruição do hábitat, o tráfego de embarcações, a sobrepesca e o emalramento accidental (Pandolfi *et al.*, 2003; Wedekin *et al.*, 2005). Neste cenário, a elaboração de planos de monitoramento para estas populações costeiras são iniciativas capitais para qualquer esforço de conservação (Thompson *et al.*, 2000).

Entre os parâmetros populacionais essenciais para se realizar uma avaliação de risco e/ou elaborar estratégias de conservação, cita-se o tamanho da população e sua tendência de decaimento ou expansão por um período determinando (O'Grady *et al.*, 2006). Geralmente, o acesso a este tipo de informação é limitado por características do hábitat e pela frequente imprecisão dos parâmetros populacionais estimados (Hammond, 1987; Reeves e Leatherwood, 1994; Williams e Thomas, 2009), o que reduz o poder de identificar tendências populacionais, exigindo longos períodos de monitoramento (Taylor e Gerrodette, 1993). Mais de 90% dos programas de monitoramento de estoques populacionais de pequenos cetáceos dos Estados Unidos, por exemplo, apresentam baixo poder (< de 50% de probabilidade de rejeitar a hipótese nula de que a população não está declinando) em detectar tendências de decaimento (Taylor *et al.*, 2007). Como resultado, os programas de monitoramento necessários para detectar

mudanças de forma acurada (Taylor e Gerrodette, 1993) aumentam significativamente os custos financeiros e logísticos.

Recentemente, estes monitoramentos de longo prazo vêm sendo viabilizados, tornando-se uma realidade até pouco não acessível para países em desenvolvimento (para o cenário atual no Brasil, ver Regalado, 2010). No entanto, o planejamento de um programa em uma escala temporal maior requer um balanço entre o poder de responder efetivamente ao objetivo proposto e o custo para tal (Sutherland, 2000). Não são raros os monitoramentos inadequados e incapazes de alcançar seus objetivos, e em alguns casos, realizar um monitoramento ineficaz é pior do que não realizá-lo (Conroy e Carroll, 2009). Quando a população alvo é pequena, por exemplo, e estimativas de abundâncias precisas não são possíveis de serem obtidas, pode ser mais crítico e urgente focar diretamente em esforços de conservação (Chades *et al.*, 2008), considerando diretamente o princípio da precaução.

Entre as técnicas atuais para estimar o tamanho de uma população, destacam-se os métodos de transecções lineares (ver Buckland *et al.*, 2001) e captura-recaptura (ver Williams *et al.*, 2002). Ambas são largamente utilizadas para populações de pequenos cetáceos (para transecções lineares: e.g. Secchi *et al.*, 2001; Forcada *et al.*, 2004; Cremer e Simões-Lopes, 2008; Flach *et al.*, 2008; Lukoschek e Chilvers, 2008; para captura-recaptura: Wilson *et al.*, 1999; Read *et al.*, 2003; Currey *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2009; Cantor *et al.*, *no prelo*). A escolha da abordagem a ser aplicada depende das características biológicas da espécie, de peculiaridades da área de estudo, do objetivo central e das perguntas complementares. Cada técnica favorece o entendimento de um conjunto de outras questões (Read *et al.*, 2003; Lukoschek e Chilvers, 2008). Embora em alguns casos a aplicação de um método apresente limitações logísticas (favorecendo a outra abordagem), em outros, estas condições não permitem uma clara identificação do caminho a seguir, motivando a necessidade de um esforço piloto para cada área

(e população) com a finalidade de definir qual o método mais efetivo para um monitoramento de longo prazo (Sutherland, 2000).

Assim, o presente estudo busca avaliar estas questões sob a ótica de um futuro plano de monitoramento de longo prazo para a população do boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, em Laguna, sul do Brasil. O objetivo central deste monitoramento hipotético seria estimar abundância e identificar tendências populacionais. Testou-se assim a aplicação de modelos de captura-recaptura e transecções lineares durante um curto período amostral. O resultado da estimativa populacional foi comparado entre as técnicas, assim como a precisão de cada uma (com base no coeficiente de variação). Adicionalmente, uma análise de poder verificou o tempo necessário, por cada esforço e técnica, para identificar uma tendência populacional significativa com probabilidade satisfatória. Por fim, o tempo estimado foi incluído em uma análise de custo, permitindo estabelecer qual o caminho mais efetivo (em termos de custo-benefício) para monitorar esta população de botos. Além da aplicabilidade para a população alvo, espera-se que esta abordagem exemplifique as vantagens de um estudo piloto e sirva como um protocolo para tomadas de decisões e planejamento de monitoramentos de populações com características ecológicas semelhantes, como o alto grau de residência, baixo requerimento espacial e o reduzido tamanho populacional (ver detalhes nos *Capítulos 2 e 3*).

## Materiais e Métodos

### *Desenho amostral e coleta de dados*

Entre abril a junho de 2009 foi conduzido um estudo piloto com amostragens sistemáticas para aplicação das técnicas de transecção linear e captura-recaptura. Devido a restrições logísticas e com base em dados prévios sobre distribuição e área de uso do boto-da-tainha (*Capítulo 3*), a área amostrada foi limitada as Lagoas de Santo Antônio dos Anjos e Imaruí, que

compõem parte do complexo lagunar adjacente à cidade de Laguna, sul do Brasil (Figura 1). Foi utilizada uma embarcação de 5 metros com uma elevação máxima de 2 metros (ao nível dos olhos) para ambas as amostragens, que eram realizadas quinzenalmente e em dias subsequentes (um dia para cada tipo de esforço). No total, foram conduzidos seis dias de campo para cada método, com aproximadamente 5 horas de esforço por dia. Grupo foi definido como um conjunto de indivíduos em um raio de 50 metros (adaptado de Lusseau *et al.*, 2003) e o tamanho máximo do grupo foi contado durante o primeiro minuto após a sua detecção.

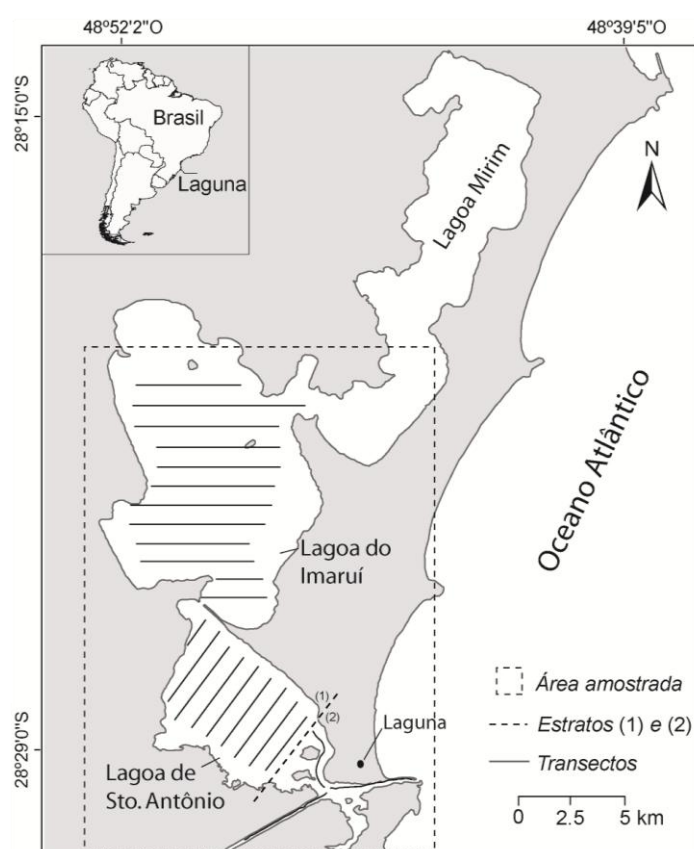


Figura 1: Complexo lagunar de Santo Antônio dos Anjos-Imaruí-Mirim, área amostrada e linhas de transecção (linhas contínuas). A área amostrada está em destaque dentro do quadrado pontilhado e a linha pontilhada mostra divisão em estratos (1) e (2).

### *Rotina para transecções lineares*

Para aplicação do método de transecções definiu-se um desenho amostral estratificado, considerando o conhecimento prévio sobre a distribuição da espécie na área (*Capítulo 3*) e a fisiografia do habitat. No total, 21 transecções paralelas foram distribuídas transversalmente, sempre que possível, ao longo da área das duas lagoas, referente ao primeiro estrato, e três transecções, referentes ao segundo estrato, cobriram as áreas de canais e rios (Figura 1). O comprimento dos transectos no estrato (1) variou de 1,4 a 4,4 km, enquanto no estrato (2) de 2,5 a 3,5 km. No total, 55 km<sup>2</sup> da área de estudo foi amostrada pelas transecções (50 km<sup>2</sup> no primeiro estrato e 5 km<sup>2</sup> no segundo). Cada transecção era percorrida a uma velocidade constante de aproximadamente 10 km/h e somente em condições com mar favorável (Beaufort < 2). Para cada dia de esforço, oito transecções lineares diferentes no estrato (1) e duas no estrato (2) eram escolhidas por sorteio (sem reposição) para serem percorridas. Cada transecção foi considerada uma replicação (Buckland *et al.*, 2001).

Durante a coleta de dados, dois pesquisadores permaneceram em pé e observando cada lado da embarcação, varrendo um ângulo de 90 graus para além da linha de transecção. Além do registro dos dados, um terceiro observador (o piloto) observava a linha de transecção e mais 30 graus para cada lado da mesma. As seguintes medidas eram registradas para cada grupo de botos detectado: distância radial e ângulo do ponto de detecção em relação à linha de transecção; e hora, posição geográfica, linha de transecção, estrato, tamanho de grupo e condições da amostragem. Antes de cada dia de observação, foi conduzido um período de treinamento para estimar visualmente a distância radial. Para isto, foram utilizados objetos estacionários distribuídos a distâncias variadas (de 50 a 400 metros), sendo a distância estimada a olho validada por um *range finder* (cf. Cremer e Simões-Lopes, 2008; Lukoschek e Chilvers,

2008). A coleta de dados foi iniciada somente após os observadores estarem aptos a estimar a distância com erro inferior a 20%.

O programa DISTANCE 6.0 foi utilizado para análise dos dados (Thomas *et al.*, 2004), que foram truncados para distâncias perpendiculares superiores a 250 metros e utilizados para estimar a função densidade de probabilidade em zero  $f(0)$  (cf. Buckland *et al.*, 2001). Para tal, foram gerados modelos com função chave uniforme, semi-normal ou *hazard-rate* considerando ou não termos de ajuste cosseno ou séries polinomiais. O modelo mais parcimonioso foi selecionado pelo método AIC (*Akaike Information Criteria*; cf. Burnham e Anderson, 2002). A taxa de encontro e o tamanho de grupo foram estimados por estrato, enquanto a função de detecção foi estimada globalmente (considerando o pequeno tamanho amostral). Densidade e abundância foram estimadas globalmente e por estrato. Por ser este um esforço piloto, limitações logísticas impossibilitaram uma estimativa da probabilidade de registrar um grupo sobre a linha de transecção ( $g(0)$ ) por protocolos recomendados (Buckland *et al.*, 2001). Assim, assumiu-se  $g(0) = 1$ , o que pode gerar subestimativas populacionais pelo efeito da indisponibilidade para detecção (animais submersos). No entanto, acreditamos que este efeito deva ser mínimo, considerando as condições amostrais adequadas, a baixa velocidade da embarcação, alta detectabilidade da espécie na área e o tempo de submersão médio da mesma (62,6 s; López *et al.*, 2008).

A abundância foi estimada por:

$$\hat{N} = A.\hat{D}, \quad (1)$$

sendo  $A$  o tamanho da área de estudo e  $\hat{D}$  a densidade, o qual foi estimada por:

$$\hat{D} = \left( \frac{n.\hat{f}(0).\hat{s}}{2L} \right), \quad (2)$$

sendo  $n$  o número de grupos encontrados,  $\hat{s}$  o tamanho médio de grupo estimado;  $\hat{f}(0)$  é a função densidade de probabilidade em zero; e  $L$  o comprimento da linha de transecção amostrada (Buckland *et al.*, 2001). A variância foi estimada empiricamente a partir dos dados, como implementado no DISTANCE 6.0 (Buckland *et al.*, 2001).

#### *Rotina para captura-recaptura*

Para aplicação do método de captura-recaptura, rotas em *zig-zag* e circulares foram percorridas ao longo da área de estudo e quando detectado um grupo de botos, eram conduzidas sessões de 20 minutos de foto-identificação por grupo (ver detalhes no *Capítulo 2*). Para garantir o reconhecimento individual por marcas naturais, foram realizadas, por sessão, ao menos quatro registros fotográficos por indivíduo, de ambos os lados, evitando favorecer indivíduos mais marcados (Würsig e Jefferson, 1990). Com fins a minimizar erros de identificação, apenas marcas de longa duração como arranhões, cortes, deformidades e doenças de pele foram consideradas (*e.g.*, Würsig e Jefferson, 1990; Williams *et al.*, 1993). Também foram utilizadas apenas fotos de alta qualidade (determinado pelo ângulo, luz e foco) e ocasiões de captura com condições climáticas adequadas (Beaufort  $\leq 2$ ).

Um dia de esforço foi considerado uma ocasião de captura, e o conjunto de ocasiões foi utilizado para gerar um histórico de captura para cada indivíduo (Wilson *et al.*, 1999). Assumiu-se uma população fechada (sem ganhos e/ou perdas), considerando o curto período entre a primeira e última ocasião. Isto possibilitou a aplicação de modelos clássicos de população fechada (ver detalhes em Otis *et al.*, 1978), que permitem avaliar a ausência de qualquer efeito ( $M(0)$ ), o efeito tempo ( $M(t)$ ), respostas comportamentais ( $M(b)$ ), heterogeneidade individual ( $M(h)$ ), e a combinação destes, na probabilidade de captura, além de estimar abundância de indivíduos marcados na população.

Para isto, foi utilizada a *Full Likelihood parameterization* implementada no programa MARK (White e Burnham, 1999), que estima os parâmetros de interesse pela máxima verossimilhança. O modelo mais parcimonioso também foi selecionado pelo método AIC (*Akaike Information Criteria*; cf. Burnham e Anderson, 2002). Para estimar a abundância total da população de botos na área ( $\hat{N}_{Total}$ ), a abundância estimada pelo modelo selecionado ( $\hat{N}$ ) foi corrigida pela proporção de indivíduos marcados ( $\hat{\theta}$ ) em cada grupo amostrado (Wilson *et al.*, 1999). Para estimar  $\hat{\theta}$  (*theta*), o número de indivíduos marcados no grupo foi dividido pelo número total de indivíduos fotografados no grupo (ver detalhes no *Capítulo 2*). Filhotes foram considerados como indivíduos não marcados. A variância da abundância total foi estimada pelo Método Delta, seguindo Wilson *et al.* (1999), por:

$$Var(\hat{N}_{Total}) = \hat{N}_{Total}^2 \left( \frac{var(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1 - \hat{\theta}}{n\hat{\theta}} \right) \quad (3)$$

em que  $n$  é o número total de botos utilizados para estimar  $\theta$ . O intervalo de confiança da abundância total foi estimado conforme Burnham *et al.* (1987), por:

$$C = \exp \left[ z_{\frac{\alpha}{2}} \times \sqrt{\ln(1 + [CV(\hat{N}_{Total})]^2)} \right] \quad (4)$$

em que  $z$  é o desvio normal, CV o coeficiente de variação e  $\alpha = 0.05$ .

#### *Efetividade, custo e poder estatístico*

Uma vez com as estimativas de abundância, foi calculado o custo de cada técnica quantificando todas as despesas realizadas durante o período amostral (deslocamento, combustível, hospedagem, alimentação, trabalhos laboratoriais, entre outros). Estas despesas variam com a realidade de cada estudo, não sendo uma avaliação de custo do método *per se*, mas sim da aplicação do mesmo na área estudada. Simultaneamente, a efetividade (E) de cada



abordagem foi avaliada conforme o proposto por Burnham *et al.* (1985), que a define como a razão entre as estimativas do erro padrão de cada método, sendo expressa por:

$$E = \frac{EP(\hat{N}_t)}{EP(\hat{N}_c)} \quad (5)$$

em que  $EP(\hat{N}_t)$  é o erro padrão da abundância estimada por transecções lineares e  $EP(\hat{N}_c)$  é o erro padrão da abundância estimada por captura-recaptura.

Com base nestes resultados, os modelos propostos por Gerrodette (1987) foram utilizados para comparar o poder de dois programas hipotéticos de monitoramento - um para cada técnica e com prazos de cinco anos de duração - em identificar mudanças (tendências) significativas no tamanho populacional. As seguintes perguntas foram pré-formuladas: (1) qual a probabilidade de detectar um declínio populacional de 5% ao ano? (2) quantos anos a população deve ser monitorada para a detecção de um declínio de 5% com 95% de certeza? Estas simulações foram realizadas no programa TRENDS (Gerrodette, 1993), considerando os seguintes elementos: teste unicaudal (declínio); nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05; modelo exponencial; distribuição *t-student*; CV proporcional à raiz quadrada da abundância para o monitoramento por captura-recaptura e proporcional ao inverso da raiz quadrada da abundância para o monitoramento por transecções lineares (cf. Gerrodette, 1987). Finalmente, foi comparado o custo total para implementar cada programa de monitoramento considerando o tempo necessário para identificar a mudança estipulada.

## Resultados

### *Estimativas por transecções lineares e captura recaptura*

Foram amostrados trezentos e vinte e quatro quilômetros de transecções durante os seis dias do esforço piloto. Um total de noventa e sete grupos foi registrado, permanecendo setenta

e um depois da truncagem dos dados. Para um melhor ajuste, os dados foram agrupados em seis intervalos de distância. Tamanho de grupo variou de 1 a 4 indivíduos, e o tamanho médio de grupo foi de 1,59 (CV = 7,44%). A regressão entre tamanho de grupo e a probabilidade de detecção não foi significativa, e o tamanho médio de grupo foi utilizado para estimar densidade. Como o uso da área foi heterogêneo, a taxa de encontro foi o principal componente explicativo para a variância da densidade em ambos os estratos (35% da variância da densidade do primeiro estrato e 46% da variância da densidade do segundo estrato). A função de detecção mais parcimoniosa, indicada pelo menor AIC, foi a meia-normal sem termo de ajuste (Figura 2). Para este modelo, uma densidade populacional de 0,91 indivíduos  $\text{km}^{-2}$  (95%IC = 0,53-1,59) foi estimada para o primeiro estrato, e 2,94 indivíduos  $\text{km}^{-2}$  (95%IC = 1,94-4,47) para o segundo estrato. Já a densidade global foi de 1,10 indivíduos  $\text{km}^{-2}$  (95%IC = 0,70-1,72). A abundância estimada para as áreas de canal (estrato 2) foi de 15 indivíduos, enquanto para as áreas internas (estrato 1) foi de 46 indivíduos. Assim, a abundância total por transecções lineares foi de 61 indivíduos (95% IC = 39-95).

Já com a abordagem de captura-recaptura, um total de 34 indivíduos adultos foi registrado durante o período amostral. A proporção de indivíduos marcados (*theta*) foi de 0,76, e a curva de descobrimento tendeu a estabilizar próximo a última ocasião. O modelo mais parcimonioso (M(0)) sugere uma probabilidade de captura constante e estimou uma abundância de 38 indivíduos marcados. O tamanho total da população (corrigido pelo *theta*) foi de 50 indivíduos (95% IC = 40-62).

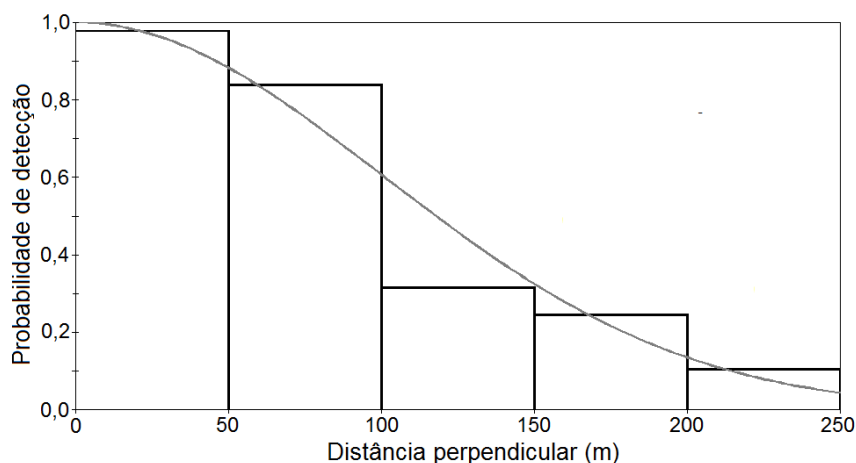


Figura 2: Histograma de distância dos grupos observados (agrupadas por intervalo) em relação a linha de transecção, com a função de detecção (linha sólida em cinza) do modelo mais parcimonioso (meia-normal sem termos de ajuste).

#### *Precisão, custo e poder estatístico de cada método*

Comparando os coeficientes de variação, nota-se que o método de captura-recaptura foi consideravelmente mais preciso ( $CV = 0,11$ ) que transecções lineares ( $CV = 0,22$ ; Tabela 1). Embora duas vezes mais efetivo, em termos desta precisão, a análise comparativa de custo indica para o presente esforço piloto que a abordagem de captura-recaptura é 1,30 vezes mais custosa que a abordagem de transecções (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância (N), coeficiente de variação (CV), intervalo de confiança (95%), custo em dólar americano (U\$) e efetividade (E) por abordagem metodológica.

Método	N	CV	95%	U\$	E
Transecções lineares	61	0,22	39-95	1	1
Captura-recaptura	50	0,11	40-62	1,30	2,44

No entanto, em um plano hipotético de monitoramento de cinco anos, o efeito da maior efetividade do método de captura-recaptura fica evidente (Tabela 2). A probabilidade de detectar um declínio de 5%/ano na população de botos de Laguna foi de 33% para o método de captura-recaptura e 14% (aproximadamente 2,36 vezes menor) para transecções lineares. Em relação ao tempo de monitoramento, para detectar uma mudança de 5% com 95% de certeza, o método de transecções lineares requer no mínimo 16 anos de esforço, enquanto captura-recaptura apenas 9 anos. Assim, incluindo a relação de custo entre os dois métodos, para detectar esta mudança de 5% com 95% de certeza custaria 1.37 vezes mais pelo método de transecção. Por transecções lineares, o tamanho populacional no momento da detecção seria 54% menor que a população original, enquanto por captura-recaptura seria 34% menor. Estes resultados mostram o quão crítico é a precisão das estimativas para o objetivo de um monitoramento.

Tabela 2: Parâmetros da análise de poder para cada método. Poder: probabilidade de detectar um declínio de 5% ao ano em um monitoramento de cinco anos. Tempo: esforço em anos necessário para detectar um declínio de 5% com 95% de poder. Razão de custo: comparação entre o custo financeiro de cada abordagem para chegar ao objetivo de detectar um declínio de 5% na população com 95% de certeza. Redução na detecção: redução da população original no momento da detecção da tendência.

Parâmetros / Métodos	Transecções lineares	Captura-recaptura
Poder (-5%/ano em 5 anos)	14%	33%
Tempo (mudança de 10% com 95% de poder)	16 anos	9 anos
Razão de custo total	1.37	1
Redução na detecção	-54%	-34%

## Discussão

As estimativas de abundância obtidas por ambos os métodos aparentemente são válidas e indicam um pequeno tamanho populacional para a população de boto-da-tainha residente em Laguna, sul do Brasil. Estas estimativas são semelhantes à estimativa anterior de 51 indivíduos, para a mesma população, realizada com dados da década de 90, a partir da combinação de captura-recaptura e modelos de Jolly-Seber (Simões-Lopes e Fabian, 1999). Atualmente, dois anos de um esforço de marcação-recaptura (*Capítulo 2*) foram analisados pela abordagem do Desenho Robusto de Pollock (Pollock, 1982), sendo que abundâncias entre 50 e 60 indivíduos foram estimadas. Estes valores sugerem que as estimativas geradas aqui, com base neste esforço piloto e para ambos os métodos, são confiáveis. Embora em geral populações costeiras do boto-da-tainha apresentem tamanho reduzido, com estimativas variando entre 56 e 290 indivíduos (Wells e Scott, 1990; Wilson *et al.*, 1999; Haase e Schneider, 2001; Currey *et al.*, 2007; Fury e Harrison, 2008; Bearzi *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2009; Fruet *et al.*, 2011), as estimativas de 50 indivíduos por captura-recapture e 61 por transecções-lineares sugerem que a população residente em Laguna é uma das menores. Esta baixa abundância aumenta a vulnerabilidade populacional a impactos antropogênicos locais e justifica a elaboração de um efetivo programa de monitoramento de longo prazo (Sutherland, 2000).

O método de captura-recaptura reflete a abundância total de indivíduos, eles estando ou não presentes dentro da área de estudo durante o período amostral, enquanto o método de transecções lineares estima a abundância de indivíduos presentes na área de estudo durante o período amostral (Clambokidis e Barlow, 2004). Esta diferença conceitual pode dificultar comparações entre ambos os métodos, já que cada um mede parâmetros distintos (Evans e Hammond, 2004). No entanto, considerando o alto grau de residência, possivelmente ser uma população fechada, e a alta probabilidade de capture e/ou detecção, resultados similares seriam

esperados para os dois métodos. De fato, nossos resultados indicam que, apesar da menor abundância estimada por captura-recaptura, esta se encontra dentro do intervalo de confiança estimado pelo método de transecções lineares, sugerindo uma diferença insignificante em termos de acuracidade entre as duas abordagens.

Outros estudos comparativos, como os conduzidos por Lukoschek e Chivers (2008) para uma população do boto-da-tainha de Moreton Bay (Australia) e por Williams e Thomas (2009) para uma população de orca da British Columbia (Canadá), estimaram abundâncias levemente menores por transecções lineares do que por captura-recaptura. No entanto, em ambos os casos, a aplicação dos métodos ocorreu em períodos diferentes, dificultando ainda mais a interpretação dos resultados, já que a população alvo pode ter mudando entre períodos. No presente estudo, ambos os métodos foram aplicados durante o mesmo período amostral, possibilitando assumir que a mesma população fechada foi amostrada pelos dois esforços (ver discussão em Evans e Hammond, 2004). Adicionalmente, também assumimos que não ocorreram respostas comportamentais que possam ter influenciado a probabilidade de detecção e/ou captura.

Todavia, a amostragem por transeção linear foi aparentemente mais sensível a fraqueza e simplicidade de nosso esforço piloto. A forma da área de estudo e a distribuição heterogênea da população alvo na mesma dificultaram estabelecer um desenho amostral apropriado para transecções lineares, aumentando as chances de estimativas viesadas. Especialmente para o segundo estrato, formado principalmente por canais, a taxa de encontro foi positivamente aumentada pelo efeito gargalo (aumentando desproporcionalmente a detecção pela diminuição da área), podendo gerar superestimativas de densidade. Subestimativas das medidas de distância (aqui tomadas visualmente) também podem ter gerado superestimativas de abundância (Buckland *et al.*, 2001), embora o período de treinamento realizado, possivelmente

tenha reduzido este risco. Outros pontos a serem comentados são o pequeno tamanho da embarcação utilizada, que não é uma plataforma adequada, e a possibilidade de alguns indivíduos sobre a linha de detecção não terem sido detectados ( $g(0) < 1$ ), gerando, neste caso, subestimativas de densidade, o que aparentemente não ocorreu aqui. Em contrapartida, este estudo provavelmente obedeceu todas as premissas para a aplicação do método de captura-recaptura (ver detalhes em Otis *et al.*, 1978).

Mais do que na estimativa de abundância *per se*, a maior sensibilidade do método de transecção linear a este esforço piloto, ou as características da população alvo e seu habitat, ficou evidente quando comparados em termos de precisão. Em geral, o método de captura-recaptura oferece estimativas de abundância mais precisas que transecções lineares (e.g., Evans e Hammond, 2004; Lukoschek e Chivers, 2008; Williams e Thomas, 2009). De fato, a estimativa aqui gerada por captura-recaptura foi consideravelmente mais precisa que a estimativa gerada por transecções. Esta diferença é claramente um resultado das questões discutidas acima, especialmente da alta variabilidade na taxa de encontro, um efeito do uso desigual da área pelos indivíduos da população. Possivelmente um desenho amostral mais sofisticado, combinado a um maior esforço, minimizaria esta diferença, aumentando a precisão do método de transecções lineares. Porém, embora um esforço piloto, as estimativas aqui geradas por captura-recaptura foram particularmente precisas, o que não é comumente registrado para estudos com cetáceos (Whitehead *et al.*, 2000).

Uma alta precisão das estimativas de abundância aumenta o poder de detectar uma tendência populacional e diminui o tempo de monitoramento requerido para tal (Taylor *et al.*, 2007). A diferença observada aqui, em termos de precisão dos dois métodos, tem importante implicação para a definição de um efetivo programa de monitoramento. Esta relação ficou clara quando comparado o poder de detectar uma tendência significativa dos dois programas

hipotéticos propostos. A maior precisão nas estimativas geradas por captura-recaptura aumenta significativamente o poder de detectar uma variação populacional negativa de 5% e reduz consideravelmente o tempo necessário de monitoramento. Embora o esforço anual seja levemente maior, isto é compensando pela redução do tempo de estudo. Ambas as abordagens são ferramentas poderosas para estimar parâmetros populacionais, no entanto, para o presente estudo de caso, e provavelmente para outras populações costeiras de pequenos cetáceos, captura-recaptura é uma técnica mais efetiva quando o foco do monitoramento é identificar tendências. Todavia, vale alertar que, embora se tenha uma alta precisão da abundância estimada por captura-recaptura, ambos os métodos apresentaram baixa sensibilidade em detectar uma tendência, já que o tamanho original da população estaria consideravelmente reduzido quando esta tendência fosse detectada. Assim, para o boto-da-tainha de Laguna, considerar a aplicação do princípio da precaução torna-se imperativo, mesmo quando monitoramentos bem desenhados permitirem a obtenção de estimativas robustas de abundância.

Além de estimar abundância, cada técnica apresenta vantagens e desvantagens que devem ser consideradas para a efetividade de um programa de monitoramento, e muitas vezes são abordagens complementares. Estudos que utilizam uma técnica podem ser úteis para estudos que usam a outra (Evans e Hammond, 2004). Transecções lineares não exigem o reconhecimento individual (um fator limitante para algumas espécies costeiras) e permitem o estudo de mais de uma espécie ao mesmo tempo (e.g. Evans e Hammond, 2004; Cremer e Simões-Lopes, 2008; Lukoschek e Chivers, 2008). Em contrapartida, como a base de captura-recaptura passa pelo reconhecimento individual, outros parâmetros demográficos e aspectos ecológicos e comportamentais podem ser estudados (Read *et al.*, 2003). Assim, a escolha da técnica passa por uma clara definição dos objetivos do estudo, dos custos e das condições



disponíveis (Evans e Hammond, 2004). Estudos pilotos de curta duração como o apresentado aqui claramente auxiliam no ajuste do desenho amostral (Buckland *et al.*, 2001; Evans e Hammond, 2004) e na escolha do caminho a seguir, principalmente quando não se trata de estimativas pontuais, mas sim de projetos que vislumbrem um monitoramento de longo prazo que busque a identificação de tendências populacionais. Para a população de botos de Laguna, captura-recaptura é claramente o caminho mais adequado, no entanto, nosso principal foco foi alertar para a necessidade de se identificar estas vantagens *a priori*, tendo em mente uma das metas mais importantes de qualquer plano de monitoramento: detectar tendências populacionais de forma efetiva.

#### Agradecimentos

Agradecemos pelos valiosos comentários e sugestões do Dr. Simon N. Ingram, da Universidade de Plymouth (Inglaterra). Este estudo foi financiado pelo CNPq (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBPN (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild.

#### Referências bibliográficas

- Bearzi, G., Agazzi, S. Bonizzoni, S., Costa M. e Azzellino, A. (2008) Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 130–146.
- Beissinger, S. R. e McCullough, D. R. (2002) *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago, USA.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. e Thomas, L. (2001) *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Burnham, K. P. e Anderson, D. R. (2002) *Model Selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer Verlag, New York, USA.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. e Laake, J. L. (1985) Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *Journal of Wildlife Management* 49: 1012-1018.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., White, G. C., Brownie, C. e Pollock, K. H. (1987) *Design and analysis of fish survival experiments based on release-recapture data*. American Fisheries Society, Monograph 5: Bethesda, MD.

Cantor, M., Wedekin, L. L., Daura-Jorge, F. G., Rossi-Santos, M. e Simões-Lopes P. C. (in press) Assessing Population Parameters and Trends of Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*): an Eight-Year Mark-Recapture Study. *Marine Mammal Science*.

Chades, I., McDonald-Madden, E., McCarthy, M.A., Wintle, B., Linkie, M. e Possingham, H. (2008) When to stop managing or surveying cryptic threatened species? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 13936-13940.

Clambokidis, J. e Barlow, J. (2004) Abundance of blue and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by mark-recapture and line-transect methods. *Marine Mammals Science* 20(1) : 63-85.

Conroy, M. J. e Carrol, J. P. (2009) *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Wiley-Blackwell Press, Georgia, USA.

Cremer, M. J. e Simões-Lopes, P. C. (2008) Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 : 397-402.

Currey, R. J. C., Dawson, S. M. e Slooten, E. (2007) New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining. *Pacific Conservation Biology* 13: 265-273.

Evans, G. H. e Hammond, P. S. (2004) Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review* 34: 131-156.

Flach, L., Flach, P. A. e Chiarello, A. G. (2008) Density, abundance and distribution of the guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management* 10: 31-36.

Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J. e Fernandez-Contreras, M. (2004) Bottlenose dolphin abundance in the NW Meditteranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series* 275: 275-287.

Fruet, P., Secchi, E. R., Di Tullio, J. C. e Kinas, P. G. (2011) Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implication for conservation. *Zoologia* 28: 23-30.

Fury, C. A. e Harrison, P. L. (2008) Abundance, site fidelity and range patterns of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in two Australian subtropical estuaries. *Marine and Freshwater Research* 59: 1015–1027.

Gerrodette, T. (1987) A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364-1372.

Gerrodette, T. (1993) TRENDS: Software for a power analysis of linear regression. *Wildlife Society Bulletin* 21: 515-516.

Haase, P. A. e Schneider, K. (2001) Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand-preliminary findings. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 675–680.

Hammond, P. S. (1987) Techniques for estimating the size of whale populations. *Symposium of the Zoological Society of London* 58: 225-245.

López, B. D., Shirai, J. A. B., Prieto, A. B. e Fernández, M. (2008) Diving activity of a solitary wild free ranging bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88: 1153-1157.

Lukoschek, V. e Chilvers, B. L. (2008) A robust baseline for bottlenose dolphin abundance in coastal Moreton Bay: a large carnivore living in a region of escalating anthropogenic impacts. *Wildlife Research* 35: 593-605.

Lusseau, D., Schneider, K., Boisseau, O. J., Haase, P., Slooten, E. e Dawson, S. M. (2003) The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54: 396-405.

O’Grady, J. J., Brook, B. W., Reed, D. H., Ballou, J. D., Tonkyn, D. W. e Frankham, R. (2006) Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133: 42-51.

Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C. e Anderson, D. R. (1978) Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.

Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R. e Jackson, J. B. C. (2003) Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301: 955-958.

Pollock, K. H. (1982) A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 757–760.

Read, A. J., Urian, K. W., Wilson, B. e Waples, D. M. (2003) Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science* 19: 59-73.

Reeves, R. R. e Leatherwood, S. (1994) *Dolphins, porpoises, and whales: 1994-1998 action plan for the conservation of Cetaceans*. World Conservation Union: Switzerland.

Regalado, A. (2010) Brazilian Science: riding a gusher. *Science* 330: 1306-1312.

Secchi, E. R., Ott, P. H., Crespo, E. A., Kinas, P. G., Pedraza, S. N. e Bordino, P. (2001) A first estimates of Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1: 161-168.

Silva, M. A., Magalhães, S., Prieto R., Santos R. S. e Hammond, P. S. (2009) Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series* 392: 263-276.

Simões-Lopes, P. C. e Fabian, M. E. (1999) Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16: 1017-1024.

Simões-Lopes, P. C., Fabian, M. E. e Menegheti, J. O. (1998) Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 709-726.

Small C. e Nicholls R. J. (2003) A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19: 584-599.

Soulé, M. E. (1987) *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Sutherland, W. J. (2000) *The Conservation Handbook: research, management and policy*. Blackwell Science, United Kingdom.

Taylor, B. L. e Gerrodette, T. (1993) The uses of statistical power in conservation biology: the Vaquita and the Northern Spotted Owl. *Conservation Biology* 7: 489-500.

Taylor, B. L., Martinez, M., Gerrodette, T., Barlow, J. e Hrovat, Y. N. (2007). Lessons from monitoring trends in abundance of marine mammals. *Marine Mammal Science* 23: 157-175.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H. e Bishop, J. R. B. (2004) Distance 4.1 Release 2. (Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews: UK.) <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

Thompson, P. M., Wilson, B., Grellier K. e Hammond, P. S. (2000) Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. *Biological Conservation* 14: 1253-1263.

Wedekin, L. L., Da-Ré, M. A., Daura-Jorge, F. G. e Simões-Lopes, P. C. (2005) The use of a conceptual model to describe the conservation scenario of the estuarine dolphin within the Baía Norte, Southern Brazil. *Natureza and Conservação* 3: 162-170.

Wells, R. e Scott, M. D. (1990) Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture–release techniques. *Report of International Whaling Commission (Special Issue)* 12: 407–415.

White, G. C. e Burnham, K. P. (1999) Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-138.

Whitehead, H., Reeves, R. R. e Tyack, P. L. (2000) Science and the Conservation, Protection, and Management of Wild Cetaceans. In: *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. (Eds Mann, J., Connor, R. C., Tyack, P. L. and Whitehead, H. pp. 308–332. (The University of Chicago Press: Chicago.)

Williams, J. A., Dawson, S. M. e Slooten, E. (1993) The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71: 2080–2088.

Williams, B. K., Nichols, J. D., e Conroy, M.J. (2002) *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, London, United Kingdom.

Williams, R. e Thomas L. (2009) Cost-effective abundance estimation of rare animals: testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. *Biological Conservation* 142: 1542-1547.

Wilson, B., Hammond, P. S. e Thompson, P. M. (1999) Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9: 288-300.

Würsig, B. e Jefferson, T. A. (1990) Methodology of photo-identification for small cetaceans. *Report of the International Whaling Commission* 12: 43-53.



## CAPÍTULO 7:

Abordagens preditivas orientando a conservação do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,2\*</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Caixa Postal 5102, CEP 88040-970, Florianópolis, SC, Brasil.*

<sup>2</sup>*Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.*

\* Autor para correspondência: [daurajorge@gmail.com](mailto:daurajorge@gmail.com)

## Resumo

Populações de cetáceos costeiros são suscetíveis a diversos impactos gerados por atividades humanas. A identificação e o manejo destas ameaças é um processo desafiador. Um primeiro passo é descrever cenários que possam orientar tomadas de decisões adequadas e efetivas. Neste trabalho, apresentamos uma simplificação do cenário real da população de boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) de Laguna, sul do Brasil, com fins a explorar condições hipotéticas que possam orientar futuras tomadas de decisão ou alertar para a necessidade de ações imediatas de manejo e/ou conservação. Para isto, utilizou-se uma combinação entre uma análise de risco (PVA - *Population Viability Analysis*) e uma análise de poder. Os cenários hipotéticos gerados buscaram responder as seguintes perguntas: (1) Qual o efeito de uma estratégia de manejo específica sobre um cenário base? (2) Qual a diferença em implementar esta estratégia de imediato ou após a identificação de uma tendência populacional (manejo tardio)? (3) A estrutura social observada para a população alvo pode influenciar os parâmetros populacionais? (4) Qual o

efeito da estratégia de manejo aplicada de imediato ou tardio, considerando apenas os botos que participam do evento singular de pesca cooperativa com o pescador artesanal local? Como resultados, têm-se: (1) a estratégia de manejo hipotético reduziria os riscos, porém não seria suficiente para manter os níveis populacionais atuais; (2) a aplicação de um manejo tardio levaria a uma redução ainda mais rápida do tamanho populacional e aumentaria o risco de extinção; (3) a vulnerabilidade seria ainda maior para a unidade de pesca cooperativa; (4) o manejo hipotético reduziria os riscos à pesca cooperativa, mas o número de indivíduos seria crítico. Assim, apesar de efetivo, medidas adicionais ao manejo hipotético seriam necessárias para garantir o tamanho populacional atual e o mesmo deve ser implementado imediatamente, considerando o princípio da precaução.

Palavras-chave: Cenários de conservação, análise de risco, análise de poder, estratégias, monitoramento, *Tursiops truncatus*.

## Introdução

É consenso geral que a conservação de cetáceos costeiros é desafiada por impactos diversos promovidos por atividades humanas (Reeves et al., 2002). Ainda é difícil identificar a extensão e a natureza dos fatores chaves que podem influenciar a dinâmica destas populações e quais ações de manejo devem ser tomadas para protegê-las. Programas de monitoramento de cetáceos não raramente estimam parâmetros populacionais com alta variância, e como resultado, estes esforços apresentam baixo poder estatístico para identificar mudanças relevantes sob as populações estudadas (Hammond, 1986; Taylor e Gerrodette, 1993). Mesmo quando uma tendência negativa é detectada, a causa última de declínio permanece desconhecida (Marmontel et al., 1997). Considerando estas limitações, em muitos casos a aplicação do princípio da precaução é uma regra crítica para a manutenção de uma população viável, enquanto um esforço de monitoramento paralelo promove a base científica para a definição de ferramentas de conservação e manejo (Thompson et al., 2000).

Populações regionais de espécies não ameaçadas recebem pouca atenção em termos de prioridade de conservação (Currey et al., 2009). Em resposta a isto, recentemente a *International Union of Conservation Nature* (IUCN) definiu um protocolo para avaliação do *status* de populações regionais (IUCN, 2003). A avaliação de risco é uma abordagem metodológica que estuda populações biológicas expostas a ameaças diversas, sendo também de grande interesse para o manejo de áreas protegidas. Em geral, favorece a reflexão sobre parâmetros demográficos, análise de dados, lacunas de conhecimento e uma leitura de possíveis cenários para a população alvo (Akçakaya e Burgman, 1995). Uma das abordagens mais utilizadas na biologia da conservação é a Análise de Viabilidade Populacional (PVA - *Population Viability Analysis*) (Gilpin e Soulé, 1986), uma ferramenta controversa (Brook et al., 2000; Beissinger e McCullough, 2002), que utiliza um conjunto de modelos para projetar parâmetros da população

e/ou espécie, como estimativas de risco ou declínio, e probabilidades de recuperação em um determinado período (Boyce, 1992; Norton, 1995; Beissinger e Westphal, 1998). Os modelos atualmente disponíveis simulam dados demográficos integrados, considerando aspectos do habitat, taxas de migração entre subpopulações e efeitos genéticos (Akçakaya, 2000a; Akçakaya, 2000b), além de incorporar eventos estocásticos, tanto demográficos quanto ambientais (Beissinger e McCullough, 2002; Shaffer et al., 2002; Taylor et al., 2002).

Peculiaridades locais e características biológicas de uma população residente de *Tursiops truncatus* em Laguna, sul do Brasil, insurgem questões típicas da biologia da conservação, a qual lida com pequenas populações, expostas a múltiplas atividades humanas (Orians e Soulé, 2001). Somado ao tamanho reduzido e ao alto grau de residência (Capítulos 2 e 3), uma singularidade comportamental desta população extrapola o interesse conservacionista para além de processos ecológicos, emergindo questões sócio-culturais e econômicas. Alguns indivíduos desta população promovem um evento singular de pesca cooperativa com pescadores artesanais. Fortemente ritualizada e aparentemente de caráter mutualístico, esta interação ocorre principalmente durante a época da tainha, quando botos cercam cardumes de presas contra uma barreira dinâmica de pescadores distribuída ao longo da margem (ver descrição detalhada em Simões-Lopes e Fabian, 1998). Esta interação motivou uma relação íntima entre botos e pescadores, levando a promulgação da Lei Municipal 521/97, que declara o boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, como Patrimônio Natural do Município de Laguna (IBAMA, 2001).

Pequenas populações são reconhecidamente mais vulneráveis que populações numerosas (Gilpin e Soulé, 1986), podendo ser levadas a extinção por variações naturais na reprodução individual e/ou taxas de sobrevivência, ou por depressão endogâmica, catástrofes e alterações naturais e/ou antropogênicas (Keller e Waller, 2002). Neste contexto, o PVA pode ser utilizado sob duas abordagens principais: avaliação de risco de extinção e orientação para ações de

manejo (Lindenmayer e Possingham, 1996). Estas abordagens são constantemente aplicadas a estudos com mamíferos marinhos (Marmontel et al., 1997; Slooten et al., 2000; Thompson et al., 2000; Fujiwara e Caswell, 2001; Burkhart e Slooten, 2003; Gaspar, 2003; Fortuna, 2006; Secchi, 2006) e facilitam o convencimento dos tomadores de decisão sobre o risco real de extinção (Lindenmayer et al., 1993).

A acurácia de um PVA deve ser tratada com cautela (McCarthy et al., 2003). As predições numéricas serão úteis somente se os parâmetros utilizados estiverem corretamente estimados (Taylor, 1995). Este requerimento é a base do forte ceticismo no uso do PVA como ferramenta para projetar valores absolutos de crescimento populacional ou risco de extinção. Embora as incertezas possam ser incorporadas em um PVA (e.g. Secchi, 2006), em alguns casos os modelos falham em considerá-las, resultando em conclusões não realistas (Conroy et al., 1995; Coulson et al., 2001; Taylor et al., 2002). No entanto, alguns parâmetros estimados por PVA, como a taxa de risco, ainda são efetivos quando aplicados na avaliação de diferentes cenários (Coulson et al., 2001), sendo uma poderosa ferramenta para a definição de uma estrutura de manejo (Akçakaya e Sjögren-Gulve, 2000). Assim, o PVA foi aqui utilizado, como uma ferramenta de comparação entre possíveis cenários hipotéticos para a pequena população de *Tursiops truncatus* em Laguna. Embora seja uma simplificação do cenário real (os resultados numéricos devem ser interpretados com cautela), esta abordagem comparativa busca avaliar a efetividade de uma ação de manejo (entende-se aqui como manejo, qualquer plano de ação que busque alterar um cenário base) que reduza o emalramento acidental em redes de pesca, em especial para a “pesca do bagre”. Este é um importante vetor de impacto, que se soma ao tráfego de embarcação, sobrepesca, perda de habitat e poluição química e orgânica. Adicionalmente, a mesma abordagem foi aplicada tendo como foco a manutenção da pesca cooperativa entre botos e pescadores. Com isto, espera-se alertar para a necessidade de um contínuo plano de

monitoramento e a aplicação imediata de ações de manejo e/ou conservação com fins a garantir a persistência da população atual e sua peculiaridade comportamental, a interação com o pescador artesanal local.

## Métodos

Todas as análises foram conduzidas no VORTEX 9.8, um dos programas mais populares e realistas para simulação de modelos populacionais de espécies com vida longa e baixa taxa reprodutiva (Brook et al., 2000; Lacy et al., 2005). Entre os parâmetros incluídos nas simulações, foram estimadas a taxa de mortalidade e o tamanho inicial da população através de um esforço prévio de monitoramento (ver capítulos anteriores). A taxa de mortalidade para idades 1 e 2 foi estimada pelo complemento das estimativas de sobrevivência geradas para filhotes e adultos (ver *Capítulo 2*). A fecundidade (capacidade da população reproduzir) foi extrapolada do trabalho clássico de Wells e Scott (1990), sendo igual a 14,5% ( $\pm 2,4\%$ ). Este valor é quase idêntico aos 14% observado por Fruet (2008), para uma população residente de *T. truncatus* na Lagoa dos Patos, também sul do Brasil. Todos os parâmetros adicionais requeridos também foram extrapolados de outros estudos com a mesma espécie (sumarizado na Tabela 1). Fatores genéticos não foram considerados no presente estudo. A capacidade de carga foi arbitrariamente definida como 100 indivíduos, considerando a abundância atual e o tamanho da área de vida (*Capítulos 2 e 3*). Também se assumiu, *a priori*, que a população estudada é geográfica e demograficamente fechada e o tamanho populacional inicial apresenta uma estrutura por idade estável.

Diferentes cenários foram explorados através de perturbações hipotéticas nos parâmetros incluídos (como em uma análise de sensibilidade; ver Cross e Beissinger, 2001). Estes cenários buscaram responder as seguintes perguntas: (1) Qual o efeito de uma estratégia de manejo

específica sobre um cenário base? (2) Qual a diferença em implementar esta estratégia de imediato ou após a identificação de uma tendência populacional por um programa de monitoramento? (3) A estrutura social observada para a população alvo (ver detalhes no *Capítulo 4*) pode influenciar a projeção dos parâmetros populacionais? (4) Considerando apenas a porção da população de botos que cooperam com pescadores artesanais, qual o efeito da estratégia de manejo aplicada de imediato e/ou após um monitoramento?

Tabela 1: Sumário dos parâmetros de *Tursiops truncatus* observados (Obs) em outros estudos e extrapolados (Ext) para a análise de PVA.

Parâmetro	Obs	Ext	Fonte
Reprodução	Poligâmica	Poligâmica	Connor et al., 2000
Maturidade fêmea	5-12 anos	10 anos	Cockcroft e Ross, 1990; Connor et al., 2000
Maturidade macho	8-14 anos	11 anos	Cockcroft e Ross, 1990; Connor et al., 2000
Longevidade	35-50 anos	50 anos	Read et al., 1993; Connor et al., 2000
Senescência	45 anos	45 anos	Wells e Scott, 1999
Gestação	1 ano	1 ano	Connor et al., 2000
Fecundidade	14,5% (2,4%)	14,5% (2,4%)	Wells e Scott, 1990
Razão sexual	Não disponível	1:1	-

Com base em informações de pescadores, entre 2007 e 2009, foram relatados quatro casos de emalramento em redes de bagre, sendo este incidente comum na área (Peterson et al., 2008). Assim, para incluir o efeito de um manejo hipotético, a mortalidade do cenário base foi ajustada de forma a considerar que a morte de ao menos um indivíduo adulto por ano em rede de pesca foi evitada. Ou seja, a mortalidade foi reduzida de 8% para 6.1% para os cenários considerados de manejo (sendo a população inicial de 53 indivíduos). Quanto ao efeito social, a estrutura relacionada com classes de botos que cooperam e não cooperam com pescadores

artesanais, foi arbitrariamente incluída no modelos como duas “unidades populacionais” (uma de botos cooperativos e outra de botos não cooperativos), assumindo-se uma probabilidade de dispersão arbitrária entre “unidades” de 90%. Vale reforçar que botos que cooperam e que não cooperam formam uma única população; assim, o termo “unidade populacional”, utilizado aqui por conveniência, será substituído no restante do texto por “unidade social”. Nota-se ainda que, na rede social de botos de Laguna, embora existam associações entre classes, estas são mais fracas do que dentro de cada classe (*Capítulo 4*). Desta forma, a taxa de dispersão utilizada foi alta, porém não completa (100%), buscando apenas incluir um efeito desta estrutura modular. Outros valores de dispersão foram testados, com resultados muito semelhantes. Acreditamos que esta seja a melhor forma de aplicar os cenários anteriores tendo como foco a pesca cooperativa entre botos e pescadores, já que indivíduos que não pescam poderiam passar a pescar, diminuindo o risco de extinção desta estratégia de forrageio.

Entre os modelos (cenários) criados, o modelo (1) é o caso base, que considera as condições reais de toda a população. O modelo (2) é o caso manejo, que considera o efeito de uma atividade de manejo hipotética sobre toda a população. O modelo (3) representa um manejo tardio, realizado apenas após a detecção de uma tendência populacional por um monitoramento (neste caso, a população inicial é diminuída, já que a taxa de decaimento populacional atuou sob a mesma durante os anos de monitoramento). O modelo (4) é o caso social, considerando as duas classes de comportamento como “unidades” distintas. A partir deste modelo, o foco para comparações passou a ser apenas a classe de botos que cooperam com o pescador, como se a avaliação de risco fosse sobre a pesca cooperativa. O modelo (5) é o caso manejo combinado com o modelo social. Por fim, o modelo (6) é a aplicação do manejo tardio aos botos que cooperam. O tamanho populacional e a probabilidade de extinção foram projetadas para um



período de 100 anos e comparados entre cenários de forma a responder as perguntas supracitadas.

Para definir o período de início de implementação de um monitoramento “tardio” com base na detecção de uma tendência, combinou-se o uso do PVA com uma análise de poder (cf. Thompson et al., 2000). Modelos generalizados (Gerrodette, 1987) foram aplicados no programa TRENDS (Gerrodette, 1993) para identificar o tempo necessário para detectar um declínio anual de 5% da população (valor projetado pelo PVA para o cenário base), com 95% de certeza. Os seguintes elementos foram considerados nesta simulação: teste unicaudal (declínio); nível de significância ( $\alpha$ ) de 0.05; modelo exponencial; distribuição *t-student*; coeficiente de variação (CV) proporcional a raiz quadrada da abundância (cf. Gerrodette, 1987). O CV utilizado foi a média (0,085) das estimativas apresentadas no *Capítulo 2*.

Os parâmetros incluídos em cada cenário do PVA estão sumarizados na Tabela 2. As seguintes informações foram constantes entre cenários: número de iteração (1000); número de anos projetados; duração de cada ano (365 dias); definição de extinção (somente um sexo remanescente); depressão endogâmica (não considerada por dados não disponíveis); reprodução dependente da densidade; variações ambientais (considerada sempre que possível com base na variância dos dados); e monopolização masculina (todos os machos disponíveis para reprodução).

Tabela 2: Sumário dos valores incluídos no VORTEX para cada diferente cenário (modelo): cenário 1 – caso base; cenário 2 – caso manejo; cenário 3 – caso manejo tardio; cenário 4 – caso efeito social; cenário 5 – caso manejo combinado com social; cenário 6 – caso manejo tardio combinado com social.

Cenários PVA	1	2	3	4	5	6
Número de populações	1	1	1	2	2	2
Mortalidade Idade 1	15% (5%)	15% (5%)	15% (5%)	15% (5%)	15% (5%)	15% (5%)
Mortalidade Idade 2	8% (2%)	6,1% (2%)	6,1% (2%)	8% (2%)	6,1% (2%)	6,1% (2%)
Abundância inicial	53	53	36	25 e 28**	25 e 28	18 e 21
Capacidade de carga (K)	100 (10)	100 (10)	100 (10)	50 (5)*	50 (5)	50 (5)

\* Por “unidade social”. \*\* Abundância inicial de botos que cooperam (25) e que não cooperam (28)

## Resultados e discussão

A aplicação de uma análise de risco para populações do gênero *Tursiops* geralmente identificam alta vulnerabilidade, como nos casos das populações de Moray Firth, Escócia (Thompson et al., 2000), Sado, Portugal (Gaspar, 2003), Kvarneric, Croácia (Fortuna, 2006), Lagoa dos Patos, Brasil (Fruet, 2008), Fiordland, Nova Zelândia (Currey et al., 2009). Comparando as projeções do cenário base com o cenário manejo, nota-se que uma estratégia que impeça o emalhamento acidental de ao menos um indivíduo por ano é suficiente para manter o tamanho populacional em níveis consideravelmente maiores (em média 40% maior; Figura 1a) e diminuir, significativamente, a probabilidade de extinção (Figura 1b). Em 60 anos (aproximadamente três gerações), a população que seria de cinco indivíduos sem o manejo, com manejo passaria a ser de aproximadamente 11. Já a probabilidade de extinção cairia de 65% para menos de 16%. Em 100 anos, a probabilidade de extinção passaria de 98% para 73% (Tabela 3). Assim, embora ainda não suficiente para manter a população nos níveis atuais, a aplicação imediata desta estratégia de manejo seria coerente com o princípio da precaução. Se esta estratégia de manejo for

adotada apenas após um programa de monitoramento para a detecção de tendências, que aqui pode levar até oito anos de esforço segundo as simulações do programa TRENDS (Figuras 1a e 1b), a população inicial seria reduzida para 36 indivíduos, uma perda de 33% ou 17 indivíduos. Esta redução diminuiria as projeções para tamanho populacional em 30% em 60 anos, aumentando sensivelmente a probabilidade de extinção (para 60 anos, de 16% para 34%; e para 100 anos, de 73% para 85%; Tabela 3).

Quando incluído o efeito social no cenário base, considerando a população total, tanto tamanho populacional como probabilidade de extinção foram apenas leve e negativamente alterados. Ou seja, embora ocupando a mesma área e com alta probabilidade de “mistura” entre as unidades sociais, esta estrutura modular (*Capítulo 4*) poderia aumentar um pouco a vulnerabilidade da população como um todo. Porém, sendo o foco a pesca cooperativa com pescadores artesanais, nota-se que o risco de extinção desta parcela da população em 60 anos seria extremamente alto (87%). Novamente, o manejo definido seria efetivo neste caso, reduzindo este risco para taxas de 40% em 60 anos. No caso de um manejo tardio, o risco aumentaria para 56% (Tabela 3; Figuras 2a e 2b). Desta forma, tanto para a população como um todo, quanto para a pesca cooperativa, a aplicação do manejo reduziria consideravelmente o risco de extinção, mas não evitaria a redução do tamanho populacional para níveis ainda críticos (Berger 1990), em torno de 10 indivíduos para a população total e apenas 6 para pesca cooperativa. A aplicação do manejo tardio contribuiria para o desenvolvimento deste cenário negativo ainda mais rapidamente.

Embora as projeções realizadas devam ser consideradas com cautela, como discutido em estudos sobre população mínima viável (Soulé, 1987) o tamanho da população inicial, *per si*, já põe em foco a vulnerabilidade da população de botos de Laguna. Segundo os critérios da IUCN (2010), assumindo o risco de extinção aqui observado como real (sem ou mesmo com uma

estratégia de manejo), a população de botos em Laguna e a pesca cooperativa entrariam na classificação de Ameaçadas sobre o critério E (*“análises quantitativas mostrando uma probabilidade de extinção maior que 20% em três gerações ou em 100 anos”*). Esta condição não só urge por um programa continuado de monitoramento, mas por medidas de manejo e/ou conservação que possam antecipar uma possível redução populacional em níveis ainda mais críticos.

Tabela 3: PVA para diferentes cenários: 1 – caso base; 2 – manejo prévio; 3 – manejo tardio; 4 – efeito social; 5 – manejo prévio combinado com efeito social; 6 – manejo tardio combinado com efeito social. Legenda: taxa de crescimento determinístico (r-det), taxa de crescimento estocástico (r-stoc), risco de extinção em 60 anos (E-risk – 60) e 100 anos (E-risk – 100), média do tamanho populacional da população sobrevivente em 60 (N(SD) – 60) e 100 anos (N (SD) – 100). Unidade 1 - botos que cooperam com pescadores artesanais. Unidade 2 - botos que não cooperam com pescadores artesanais.

Cenário	r-det	r-stoc (SD)	N(SD) – 60	E-risk – 60	N (SD) – 100	E-risk – 100
1	-0,049	-0,051 (0,115)	4,92 (2,63)	0,658	3,47 (1,19)	0,985
2	-0,030	-0,033 (0,100)	10,03 (5,50)	0,158	6,63 (3,96)	0,728
3	-0,030	-0,033 (0,107)	7,68 (4,13)	0,338	6,38 (4,02)	0,851
4 (Unidade 1)	-0,049	-0,048 (0,457)	3,23 (1,40)	0,868	3,00 (0,35)	0,998
4 (Unidade 2)	-0,049	-0,050 (0,457)	3,33 (1,55)	0,882	3,10 (0,52)	0,997
4 (Total)		-0,055 (0,110)	4,40 (2,33)	0,751	3,33 (0,58)	0,990
5 (Unidade 1)	-0,030	-0,030 (0,458)	5,79 (3,16)	0,388	3,99 (2,20)	0,897
6 (Unidade 1)	-0,030	-0,029 (0,487)	4,90 (2,63)	0,557	3,53 (1,63)	0,843

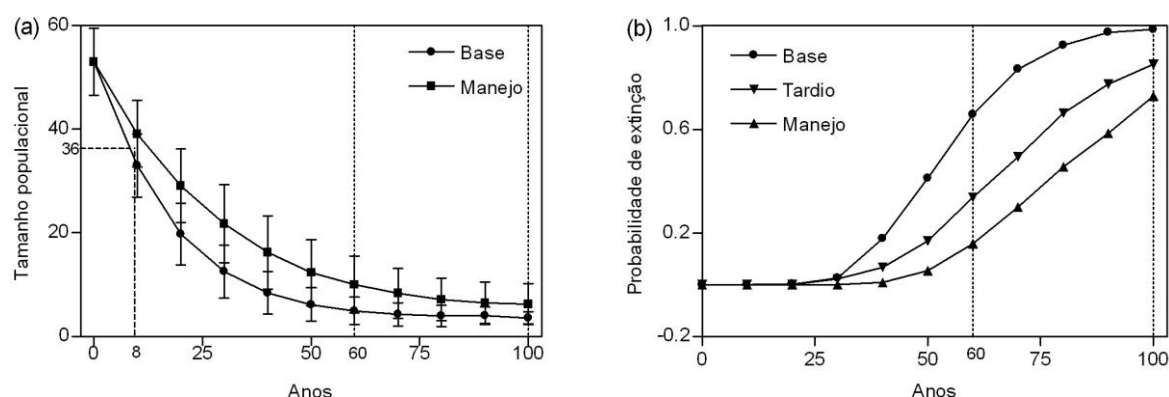


Figura 1: Tamanho populacional (a) e probabilidade de extinção (b) ao longo dos 100 anos de projeção para a população total. Cenário base (1) – condição real da população como um todo; cenário manejo (2) – efeito da estratégia de manejo prévio; cenário tardio (3) – efeito da estratégia de manejo aplicada após um esforço de monitoramento. Em (a), destaca-se o tempo necessário (8 anos) para identificar uma tendência negativa significativa e o tamanho da população no momento da detecção (36 indivíduos). Pontilhado vertical em 60 e 100 apresenta os pontos utilizados para comparação ao longo do texto.

Um esforço continuado de monitoramento, além de detectar uma tendência populacional com poder suficiente (Gerrodette, 1987), possibilitaria uma estimativa mais precisa de múltiplos fatores que podem no futuro ser incluídos em uma análise mais refinada de PVA. A combinação entre a análise de poder e PVA, com base neste esforço de monitoramento, é claramente um caminho efetivo e necessário para acompanhar populações extremamente ameaçadas e antecipar possíveis ações de conservação (Thompson et al., 2000). Vale comentar que o PVA aqui apresentado, além de ter um objetivo comparativo, é possivelmente um cenário otimista, não levando em consideração a ocorrência de catástrofes potenciais e processos ambientais, demográficos e genéticos que podem influenciar a probabilidade de extinção (Keller e Waller, 2002). No entanto, a estimativa atual do tamanho populacional é muito semelhante à estimativa

existente para a década de 1990 (Simões-Lopes et al., 1999), o que sugere ou uma possível estabilidade populacional, tendo o PVA criado cenários mais pessimistas do que o real (por incongruências nos parâmetros utilizados), ou variações metodológicas nos métodos de estimativa entre os dois estudos, que impediriam a identificação de tendências (Simões-Lopes et al., 1999, *Capítulo 2*).

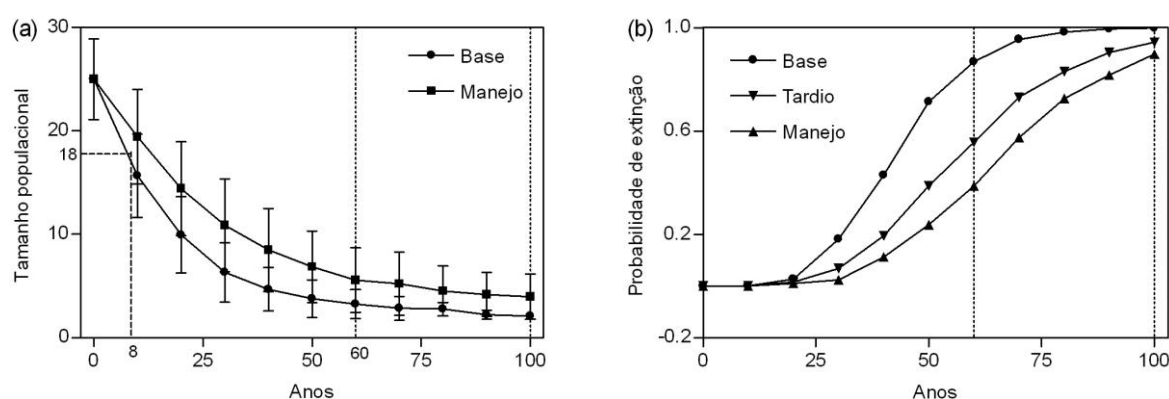


Figura 2: Tamanho populacional (a) e probabilidade de extinção (b) ao longo dos 100 anos de projeção para a unidade de pesca cooperativa (porção de botos de interação com pescadores artesanais). Cenário base (4) – sob o efeito da estrutura social; Cenário manejo (5) – efeito da estratégia de manejo prévio; Cenário tardio (3) – efeito da estratégia de manejo aplicada após um esforço de monitoramento. Em (a), destaca-se o tempo necessário (8 anos) para identificar uma tendência negativa significativa e o tamanho da população no momento da detecção (18 indivíduos). Pontilhado vertical em 60 e 100 apresenta os pontos utilizados para comparação ao longo do texto. Barras representam o desvio padrão.

As respostas para as perguntas aqui levantadas são: (1) a estratégia de manejo hipotético seria eficiente para reduzir os riscos à população de botos, porém não suficiente para manter os níveis populacionais próximos aos atuais, persistindo um alto risco de extinção em 100 anos; (2) a aplicação do manejo apenas após um programa de monitoramento levaria a uma redução

ainda mais rápida do tamanho populacional e aumentaria em mais de 70% o risco de extinção em 100 anos; (3) o efeito social, ao menos da forma como foi incluído no modelo, interferiria um pouco de forma negativa nas projeções e deixaria explícita a vulnerabilidade ainda maior da unidade de pesca cooperativa; (4) o manejo hipotético reduziria o risco de extinção da pesca cooperativa, mas o tamanho populacional seria crítico. Estes resultados sugerem que, apesar de efetivo, medidas adicionais ao manejo hipotético são necessárias para garantir o tamanho populacional atual. Nota-se que, entre todos os possíveis vetores de impacto existentes na área, o emalramento accidental, como resultado de uma arte ilegal de pesca com a “pesca do bagre”, é de altíssima magnitude e ao mesmo tempo com alto potencial de reversibilidade (e.g. Wedekin et al., 2005). Desta forma, uma estratégia que minimize este impacto é provavelmente o caminho mais curto para reduzir os riscos para a população de botos de Laguna. Com base nisto, sugere-se medidas imediatas que possam reduzir a frequência de casos de emalramento accidental na área, junto com um monitoramento continuado dos parâmetros populacionais com fins a identificar variações pontuais e estocásticas, além de oferecer parâmetros mais acurados para uma análise de risco mais realista no futuro. Um processo de *feedback* entre o esforço de monitoramento e os cenários preditivos pode viabilizar um plano de manejo adaptativo. Enquanto isso se faz essencial considerar o princípio da precaução com a aplicação imediata de ações preventivas (e.g. Thompson et al., 2000; Lusseau e Higham, 2004).

#### Agradecimentos

Agradecemos pelos valiosos comentários e sugestões do Dr. Simon Ingram, da Universidade de Plymouth (Inglaterra). Este estudo foi financiado pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), FAPESC (*Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do Estado de Santa Catarina*), FBPN (*Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*) e Idea Wild.

#### Referências bibliográficas

- Akçakaya, H. R., Sjögren-Gulve, P., 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48, 9-21.
- Akçakaya, H. R., 2000a. Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Population Ecology* 42, 45-53.
- Akçakaya, H. R., 2000b. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletins* 48, 23-38.
- Akçakaya, H. R., Burgman, M., 1995. PVA in theory and practice (letter). *Conservation Biology* 9, 705-707.
- Beissinger, S. R., Westphal, M. I., 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62, 821-841.
- Beissinger, S. R., McCullough, D. R., 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago.
- Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology* 4, 91-98.
- Boyce, M. S., 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecological Systems* 23, 481-506.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R., Frankham, R., 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404, 385-387.
- Burkhart, S. M., Slooten, E., 2003. Population viability analysis for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*): A stochastic population model for local populations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37, 553-566.
- Cockcroft, V. G., Ross, G. J. B., 1990. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the east coast of South Africa. *Fishery Bulletin U.S.* 88, 289-302.



Connor, R. C., Read, A. J., Wrangham, R., 2000. Male reproductive strategies and social bonds, in: Mann, J., Connor, R. C., Tyack, P. L., Whitehead, H. (Eds.), *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. University of Chicago Press, Chicago, USA. pp. 247-269.

Conroy, M. J., Cohen, Y., James, F. C., Matsinos, Y. G., Maurer, B. A., 1995. Parameter estimation, reliability, and model improvement for spatially explicit models of animal populations. *Ecological Applications* 5, 17-19.

Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E., Possingham, H., 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 219-221.

Cross, P., Beissinger, S. R. 2001. Using logistic regression to analyze the sensitivity of PVA models: a comparison of methods based on African wild dog models. *Conservation Biology* 15, 1335-1346.

Currey, R., Dawson, S. M., Slooten, E. 2009. An approach for regional threat assessment under IUCN Red List criteria that is robust to uncertainty: The Fiordland bottlenose dolphins are critically endangered. *Biological Conservation* 142, 1570-1579.

Fortuna, C. M. 2006. Ecology and conservation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-eastern Adriatic Sea. PhD thesis, University of St. Andrews.

Fruet, P. 2008. Abundância, mortalidade em atividades pesqueiras e viabilidade da população de botos (*Tursiops truncatus*) do estuário da lagoa dos patos, RS, Brasil. Master dissertation. FURG, Rio Grande. 192pp.

Fujiwara, M., Caswell, H., 2001. Demography of the endangered North Atlantic right whale. *Nature* 414, 537-541.

Gaspar, R., 2003. Status of the resident bottlenose dolphin population in the Sado estuary: past, present and future. PhD Thesis, University of St. Andrews.

Gerrodette, T., 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68, 1364-1172.

Gerrodette, T., 1993. TRENDS: Software for a power analysis of linear regression. Wildlife Society Bulletin 21, 515-516.

Gilpin, M. E., Soulé, M. E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction, in: Soulé, M. E. (Ed.), Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, pp. 19-34

Hammond, P. S., 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture–recapture techniques. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 8, 253-282.

IBAMA, 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil. Plano de Ação. Brasília.

IUCN, 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. Version 3.0.

IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland and Cambridge.

IUCN, 2010. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee in March 2010. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.

Keller, L. K., Waller, D. M., 2002. Inbreeding effects in wild populations. Trends in Ecology and Evolution 17, 230-241.

Lacy, R.C., Borbat, M., Pollak, J. P., 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.58. Chicago Zoological Society. Brookfield.

Lindenmayer, D. B., Lacy, R. C., Thomas, V. C., Clark, T. W. 1993. Predictions of the impacts of changes in population size and of environmental variability on Leadbeater's Possum, *Gymnobelideus leadbeateri* using Population Viability Analysis: an application of the computer program VORTEX. Wildlife Research 20, 67-86.

Lindenmayer, D. B., Possingham, H. P., 1996. Ranking conservation and timber management options for leadbeater's possum in southeastern Australia using population viability analysis. Conservation Biology 10, 235-251.

- Lusseau, D., Higham, J. E. S., 2004. Managing the impacts of dolphin-based tourism through the definition of critical habitats: the case of bottlenose dolphins (*Tursiops* spp.) in Doubtful Sound, New Zealand. *Tourism Management* 25, 657-667.
- Marmontel, M., Humphrey, S. R., O'Shea, T. J., 1997. Population viability analysis of the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*), 1976-1991. *Conservation Biology* 11, 467-481.
- McCarthy, M. A., Andelman, S. J., Possingham, H. P. 2003. Reliability of relative predictions in population viability analysis. *Conservation Biology* 17, 982-989.
- Norton, T. W., 1995. Special issue: applications of population viability analysis to biodiversity conservation. *Biological Conservation* 73, 91-176.
- Orians, G. H., Soule, M. E. 2001. Introduction, in: Soule M., Orians, G. H. (Eds), *Conservation Biology; Research Priorities for the Next Decade*, Island Press, Washington, pp. 1–10.
- Peterson, D., N. Hanazaki e P. C. Simões-Lopes., 2008. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management* 51: 469–475.
- Read, A. J., Wells, R. S., Hohn, A. A., Scott, M. D. 1993. Patterns of growth in wild bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Zoology* 231, 107-123.
- Reeves, R., Stewart, B., Clapham, P., Powell, J. 2002. *National Audobon Society Guide to Marine Mammals of the World*. New York: Alfred A. Knopf.
- Secchi, E. R. 2006. Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of by-catch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity. PhD dissertation. University of Otago, Dunedin, NZ. 247p.

Shaffer, M. L., Watchman, L. H., Snape, W. J., Latchis, I. K. 2002. Population viability analysis and conservation policy, in: Beissinger, S. R., McCullough, D. R. (Eds.), Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago, USA. pp: 123–142.

Simões-Lopes, P. C., Fabian, M. E., Menegheti, J. O., 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15, 709-726.

Simões-Lopes, P. C., Fabian, M. E., 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16, 1017-1024.

Slooten, E., Fletcher, D., Taylor, B. L., 2000. Accounting for uncertainty in risk assessment: case study of Hector's dolphin mortality due to gillnet entanglement. *Conservation Biology* 14, 1264-1270.

Soulé, M. E., 1987. Viable Populations for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

Taylor, B. L., 1995. The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. *Conservation Biology* 9, 551-558.

Taylor, B. L., Gerrodette, T., 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology* 7, 489-500.

Taylor, B. L., Wade, P., Ramakrishnan, U., Gilpin, M., Akcakaya, H. R., 2002. Incorporating uncertainty in population viability analyses for the purpose of classifying species by risk, in: Beissinger, S. R., McCullough, D. R. (Eds.), Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago, USA. pp. 239-252.

Thompson, P. M., Wilson, B., Grellier, K., Hammond, P., 2000. Combining power analyses and population viability analyses to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. *Conservation Biology* 14, 1253-1263.

Wedekin, L. L., Da-Re, M. A., Daura-Jorge, F. G., Simões-Lopes, P. C., 2005 The use of a conceptual model to describe the conservation scenario of the estuarine dolphin within the Baía Norte, Southern Brazil. *Natureza & Conservação* 3, 162-170.

Wells, R. S., Scott, M. D. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. Report of the International Whaling Commission, Special Issue 12, 407-415.

Wells, R. S., Scott, M. D. 1999. Bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*, in: Ridgway, S. R.; Harrison, S. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals*, academic Press, San Diego, USA. pp: 137-182.

## CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados gerais das análises apresentadas nesta Tese e suas implicações ecológicas foram discutidos detalhadamente em cada capítulo. Assim, este tópico fará uma síntese, pontuando por capítulo, das principais conclusões. Na sequência, apresentará alguns breves comentários do autor sobre implicações para conservação.

### *Síntese dos resultados do Capítulo 2:*

- A abundância total estimada da população variou de 60 indivíduos (IC: 49-72) no inverno de 2008 a 50 indivíduos no outono de 2009 (IC: 40-62);
- A abundância total de botos que cooperam com pescadores variou de 25 (IC: 21-30) a 27 indivíduos (IC: 25-30);
- A probabilidade de sobrevivência anual aparente de adultos foi de 0.917 (IC: 0,876-0,961), para dados do esforço atual;
- A probabilidade de sobrevivência anual aparente de adultos foi de 0.941 (IC: 0,888-0,998), para dados da década de 90;
- Filhotes apresentaram probabilidade de sobrevivência significativamente menor para o primeiro período de vida (0,817; IC: 0,529-0,937);
- A probabilidade de emigração temporária foi de apenas 0,031 (IC: 0,011-0,084);
- A probabilidade de captura variou entre estações e entre botos que cooperam e os que não cooperam com o pescador.
- O monitoramento realizado seria efetivo para detectar significativas variações populacionais em um intervalo de tempo de no máximo nove anos.

*Comentários Capítulo 2:* Entre estes resultados, destaca-se a abundância de no máximo 60 indivíduos, que insurge questões típicas da biologia da conservação, como o paradigma do pequeno tamanho populacional e suas vulnerabilidades por eventos estocásticos. Assim, tem-se uma questão central da Tese: o pequeno tamanho populacional *per se* permitiria dizer que a população de botos de Laguna encontra-se vulnerável, principalmente quando consideramos os múltiplos impactos por atividades humanas observados na área. Como o valor desta população transcende questões biológicas, as preocupações são ainda maiores quando pensamos sobre a conservação da pesca cooperativa entre botos e pescadores, um evento singular claramente ainda mais ameaçado por ser realizado por no máximo 27 indivíduos.

*Síntese dos resultados do Capítulo 3:*

- Um alto grau de residência na área foi observado, confirmando a manutenção deste padrão nos últimos anos;
- Foi estimada uma pequena área de vida para a população (Kernel 95%: 27,6 km<sup>2</sup>; MCP: 25,5 km<sup>2</sup>);
- A área de concentração limitou-se às proximidades do canal de ligação entre o sistema lagunar e o mar;
- Uma sutil sazonalidade foi observada, porém ainda precisa ser investigada por estudos adicionais;
- A probabilidade de detecção variou entre 0,01 e 0,41, e foi negativamente influenciada pela distância de pontos de pesca cooperativa, sendo que esta resposta foi levemente diferenciada entre estações do ano (mais marcante na primavera);
- A probabilidade de uso variou de 0,12 a 0,95, sendo negativamente determinada pela distância de pontos de conexão (entre lagoas e/ou mar e rio);

- Na maré enchente, a distribuição foi sutilmente mais interna ao complexo lagunar do que na maré vazante;
- Botos que cooperam apresentaram áreas de vida e concentração significativamente menores em relação aos que não cooperam;
- A sobreposição espacial foi maior entre indivíduos com a mesma estratégia de forrageio (botos que cooperam e não cooperam);

*Comentário Capítulo 3:* Neste caso, destaca-se o mapeamento de pequenas áreas de uso e concentração, resultados ainda não relatados na literatura, além do alto grau de residência à área de estudo. Somado ao pequeno tamanho populacional, esta característica espacial aumenta ainda mais a vulnerabilidade a impactos locais, sendo mais um ingrediente para estimular ações de conservação. Os resultados apresentados neste capítulo são extremamente úteis para uma possível implementação destas ações. O zoneamento da área, por exemplo, seria facilitado, utilizando os argumentos adequados para restringir algumas atividades nas áreas identificadas como críticas, diga-se área de concentração. Um resultado complementar desperta ainda curiosidades ecológicas. Aparentemente existe um padrão espacial diferenciado entre botos que cooperaram e botos que não cooperam, sendo que os primeiros apresentam áreas de vida ainda menores e mais concentradas em pontos adjacentes aos locais de pesca cooperativa. Além de implicações sociais, discutido no capítulo subsequente, por lógica, este padrão espacial sugere que a pesca cooperativa e os botos que a exercem são ainda mais suscetíveis à impactos localizados e próximos à esta importante área crítica. Como recomendação, fica o alerta para que medidas restritivas (somadas a um esforço de fiscalização) sejam definidas para a área de vida dos botos cooperativos. Entre elas, destaca-se a restrição para práticas de algumas artes específicas de pesca artesanal e o tráfego de embarcações.



*Síntese dos resultados do Capítulo 4:*

- Foi observada uma dinâmica fissão-fusão como estratégia de formação de grupo;
- Embora extremamente fluida, algumas associações entre indivíduos foram estáveis no longo e curto prazo;
- O índice de associação foi maior entre indivíduos de uma mesma classe (diga-se entre os indivíduos cooperativos e entre os não-cooperativos), sendo menor para as associações entre indivíduos de classes diferentes;
- Foi observada uma rede social densa, porém fracamente conectada;
- Uma análise da estrutura da rede acusa uma clara estrutura modular, que nitidamente encontra-se relacionada com a estratégia de pesca cooperativa;
- O módulo formado pela classe de botos cooperativos é mais conectado, e formado por associações mais fortes entre seus indivíduos, sugerindo que condições específicas podem ser necessárias para o desenvolvimento da pesca cooperativa.

*Comentário Capítulo 4:* Este capítulo apresentou e discutiu sobre a estrutura social desta população de botos. O ponto central foi a estrutura modular observada e sua relação com a pesca cooperativa. As implicações ecológicas deste relato permitem discutir e especular sobre processos de aprendizado e transmissão de informação. Uma hipótese a ser testada por estudos futuros é de que processos de aprendizado e transmissão de informação devem ser facilitados por esta estrutura ou colaborar para a formação dos módulos observados. Em termos de conservação, estende-se a preocupação sobre a vulnerabilidade desta população de botos para a vulnerabilidade ainda maior da pesca cooperativa, que aparentemente representa uma “tradição” diferente dentro desta população, originada de complexos processos sociais. Este argumento deve ser utilizado por tomadores de decisão quando da elaboração de medidas de

conservação, salientando não só o valor ecológico da pesca cooperativa, como o valor social e cultural que representa para a área. Soma-se a isso, a singularidade deste comportamento e a oportunidade única que a população de botos de Laguna oferece para o estudo de complexas sociedades animais e seus processos.

*Síntese dos resultados do Capítulo 5:*

- Lesões epidérmicas similares à Lobomicose (LLD) foram relatadas para a população de botos de Laguna, sugerindo que a doença possa ser endêmica nesta população;
- A prevalência observada de LLD foi de 9%;
- Embora estável na maioria dos casos, um desenvolvimento progressivo foi observado em uma suposta fêmea adulta e seu filhote (o par LLD);
- A progressão desta lesão pareceu constante ao longo do estudo, porém após o 14º mês, a taxa de crescimento aumentou rapidamente na fêmea adulta e as primeiras lesões apareceram no filhote;
- O par LLD ainda apresentou uma variação no comportamento espacial em relação ao restante da população e desapareceu antes do término do acompanhamento;

*Comentário Capítulo 5:* Aqui foi relatada a observação, de forma oportunística, da presença de lesões epidérmicas semelhantes à lobomicose na área. Previamente diagnosticada para a área, confirmamos a persistência da doença nesta população de botos, mensurando a prevalência e a progressão de um caso específico. Ficou evidente a necessidade de monitorar estas lesões, especialmente pelo rápido desenvolvimento do caso observado, do padrão comportamental diferenciado dos indivíduos acompanhados com lesão, e do desaparecimento destes durante o monitoramento. Assim, deve-se considerar a presença destas lesões, e o seu

desenvolvimento, em qualquer esforço futuro de se avaliar a saúde desta população e a qualidade do seu habitat.

*Síntese dos resultados do Capítulo 6:*

- O método de captura-recaptura foi 2,44 mais efetivo que o método de transecções lineares;
- A probabilidade de detectar um declínio de 5%/ano na população de botos de Laguna foi de 33% para o método de captura recaptura e 14% (aproximadamente 2 vezes menor) para transecções lineares.
- Para detectar uma mudança de 5% com 95% de certeza, o método de transecções lineares requer no mínimo 16 anos de esforço, enquanto captura-recaptura apenas 9 anos.
- Em um monitoramento, para detectar esta mudança de 5% com 95% de certeza custaria 1.37 vezes mais pelo método de transecção, além do dobro do tempo.
- A sensibilidade em detectar densidades por ambos os métodos seria insuficiente, já que no momento da detecção, a população estaria reduzida em 54%, se utilizado transecções lineares, e 34% se utilizado captura-recaptura.

*Comentário Capítulo 6:* Todos os resultados dos capítulos anteriores insurgem questões de conservação, mas alertam principalmente para a necessidade de um monitoramento de longo prazo. Neste sentido, apresentamos uma comparação entre dois métodos de estimativa população, captura-recaptura e transecções lineares, e discorremos sobre a efetividade, em termos de custo e precisão, de cada abordagem. Como um mau monitoramento pode ser ainda pior que nenhum monitoramento (quando não alcança o objetivo proposto), definir *a priori* o caminho a seguir é essencial para o sucesso do esforço. Assim, um monitoramento por captura-recaptura é consideravelmente mais efetivo para o caso do boto-da-tainha de Laguna, além de

oferecer uma riqueza maior de informações. A efetividade desta abordagem é mais um argumento a favor da aplicação de um esforço de longo prazo e contínuo em Laguna, que com poucos custos, ofereceria informações extremamente relevantes para um diagnóstico ainda mais real do *status* da população de botos local. Mesmo assim, o pequeno tamanho populacional requer a aplicação imediata do princípio da precaução, já que um monitoramento só identificaria uma tendência quando a população já estivesse com um tamanho crítico e provavelmente inviável.

*Síntese dos resultados do Capítulo 7:*

- A aplicação de uma estratégia de manejo hipotético (redução da mortalidade por emalhamento acidental em rede de pesca) reduziria os riscos, porém não seria suficiente para manter os níveis populacionais atuais;
- No caso deste manejo ser aplicado tardiamente, apenas após um monitoramento que identifique tendências e novos parâmetros populacionais, corre-se o risco de uma redução ainda mais rápida do tamanho populacional, aumentando a probabilidade de extinção;
- A vulnerabilidade é ainda maior para a unidade de botos que cooperam com pescador;
- O manejo hipotético reduziria os riscos à pesca cooperativa, mas o número de indivíduos seria crítico;
- Assumindo que os valores aqui projetados estejam corretos, a população de botos em Laguna e a pesca cooperativa entrariam na classificação de Ameaçadas segundo critérios da IUCN (2010).

*Comentário Capítulo 7:* Para finalizar, apresentamos algumas simplificações preliminares do cenário real para comparar o risco da população estudada em diferentes cenários. Testou-se,

por exemplo, a aplicação de um manejo hipotético e os efeitos deste sobre as projeções populacionais. Como resultado central, fica o alerta para a necessidade da utilização do princípio da precaução, implementando de imediato algumas medidas restritivas, em especial sobre a uma pesca já ilegal (a pesca do bagre no rio Tubarão), que é provavelmente a principal causa de morte de botos na área. Mesmo, com esta ação, medidas adicionais devem ser planejadas para garantir a viabilidade populacional e da pesca cooperativa.

Este estudo foi uma retomada de um esforço anterior iniciado na década de 90. Múltiplos objetivos foram definidos para dar continuidade ao que já tinha sido feito na área. Alguns botos foram reconhecidos entre estes dois momentos, indicando uma permanência na área por mais de 20 anos. No entanto, aqui apresentamos resultados baseados em dois anos de coleta de dados. Mesmo com um banco de dados ainda reduzido, muito foi analisado, identificado, descrito e discutido, com resultados de grande valia para uma leitura das condições atuais da população de botos de Laguna. Isto estimula ainda mais a continuação do esforço, dá a certeza de que o caminho está certo, e que muito ainda tem a ser descoberto. Como os botos de Laguna aparentemente não podem esperar, ficamos felizes em apresentar informações que já são úteis para orientar medidas de conservação, que devem vir o quanto antes.

UFA...

*It's over...*

FIM!

LITERATURA CITADA NO PREFÁCIO:

ALLEN, M.C.; READ, A.J.; GAUDET, J. Fine-scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. **Marine Ecology Progress Series**, v. 222, p. 253-264, 2001.

AU, W.W.L. **The sonar of dolphins**. New York: Springer-Verlag, 1993. 277 p.

BAIRD, R.W. An interaction between Pacific white-sided dolphins and neonatal harbour porpoise. **Mammalia**, v. 62, p. 129-134, 1998.

BAIRD, R.W. et al. **Mark-recapture abundance estimate of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around Maui and Lanai, Hawaii, during the winter of 2000/2001**. Report prepared under Contract #40JGNF0-00262 to the Southwest Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, La Jolla, CA, 2001.

BAIRD, R.W. et al. Population structure of island-associated dolphins: Evidence from photo-identification of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the main Hawaiian Islands. **Marine Mammal Science**, v. 25, p. 251-274, 2009.

BALLANCE, L.T. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R.R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p 267-283.

BALLANCE, L.T. Habitat use patterns and ranges of the Bottlenose Dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 8, n. 3, p. 262-274, 1992.

BARRETO, A. **Variação Craniana e Genética de *Tursiops truncatus* (Delphinidae, Cetacea) na Costa Atlântica da América do Sul**. 2000. 122 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

BEARZI, G. et al. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 130-146, 2008.

BEARZI, G.; NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G.; POLITI, E. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). **Marine Mammal Science**, v. 13, p. 650-668, 1997.

BEJDER, L. et al. Decline in Relative Abundance of Bottlenose Dolphins Exposed to Long-Term Disturbance. **Conservation Biology**, v. 20, p. 1791-1798, 2006.

BEJDER, L. et al. Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. **Animal Behavior**, v. 72, p. 1149-1158, 2006.

BUCKLAND, S.T. et al. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford: Oxford University Press, 2001.

BURDETT, L.G.; MCFEE, W.E. Bycatch of bottlenose dolphins in South Carolina, USA, and an evaluation of the Atlantic blue crab fishery categorisation. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 231-240, 2004.

BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, p. 346-352, 1943.

BUSNEL, R.G. Symbiotic relationship between man and dolphins. Transactions of the New York Academy of Sciences, v. 35, p. 112-131. 1973.

CAMPBELL, G.S.; BILGRE, B.A.; DEFRAN, R.H. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Turneffe Atoll, Belize: occurrence, site fidelity, group size and abundance. **Aquatic Mammals**, v. 28, p. 170-180, 2002.

CAUGHLEY, G. **Analysis of vertebrate populations**. New York: Wiley, 1977. 234p.

CHILVERS, B.L.; CORKERON, P.J. Trawling and Bottlenose Dolphins' Social Structure. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 268, p. 1901-1905, 2001.

COCKCROFT, V.G.; ROSS, G.J.B. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the east coast of Southern Africa. **Fishery Bulletin**, v. 88, p. 289-302, 1990.

CONNOR, R.C.; SMOLKER, R.S. Habituated dolphins (*Tursiops* sp.) in western Australia. **Journal of Mammalogy**, v. 66, p. 398-400, 1985.

CONNOR, R.C.; SMOLKER, R.A.; RICHARDS, A.F. Two levels of alliance formation among male bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 89, p. 987-990, 1992.

CONNOR, R.; HEITHAUS, M.R.; BARRE, L.M. Superalliance of bottlenose dolphins. **Nature**, v. 397, p. 571-572, 1999.

CONNOR, R.C.; WELLS, R.S.; MANN, J.; READ, A.J. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. In: Mann, J.; Connor, R.C.; Tyack, P.L., Whitehead, H. (Eds.). **Cetacean societies: field studies of dolphins and whales**. Chicago: The University of Chicago Press, 2000. p. 91-126.

CONNOR, R.; HEITHAUS, M.R.; BARRE, L.M. Complex Social Structure, Alliance Stability and Mating Access in a Bottlenose Dolphin 'Super- Alliance'. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 268, p. 263-267, 2001.

CONROY, M.J.; CARROLL, J.P. **Quantitative Conservation of Vertebrates**. Georgia: Wiley-Blackwell, 2009. 342p.

CORKERON, P.J. Aspects of the behavioural ecology of inshore dolphins *Tursiops truncatus* and *Sousa chinensis* in Moreton Bay, Australia. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R.R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 285-293.

CORKREY, R. et al. A Bayesian capture-recapture population model with simultaneous estimation of heterogeneity. **Journal of the American Statistical Association**, v. 103, p. 948-960, 2008.

CURREY, R.J.C.; DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E. New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining. **Pacific Conservation Biology**, v. 13, p. 265-273, 2007.

CURREY, R.J.C. et al. Survival rates for a declining population of bottlenose dolphins in Doubtful Sound, New Zealand: an information theoretic approach to assessing the role of human impacts. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 19, p. 658-670, 2008.

CURREY, R.J.C.; DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E. An approach for regional threat assessment under IUCN Red List criteria that is robust to uncertainty: The Fiordland bottlenose dolphins are critically endangered. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1665-1673 (2009).

DALLA ROSA, L. **Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura**. 1999. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.

DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C. Lobomycosis-like disease in wild bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* of laguna, southern Brazil: monitoring of a progressive case. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 93, p. 163-170, 2011.

DEFРАН, R.H. et al. Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southern California Bight. **Marine Mammal Science**, v. 15, p. 381- 393, 1999.

DI TULLIO, J.C. **Uso do habitat do boto, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes, RS, Brasil**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.

DNER/IME. **Estudo de circulação d'água e de dispersão de poluentes no complexo lagunar sul de Santa Catarina**. Anexo 1: Análise de qualidade da água das lagoas Santo Antônio, Imaruí e do Mirim. Brasília: DNER/IME, 2001. 47 p.

EMBLING, C.B. **Predictive models of cetacean distributions off the west coast of Scotland**. 2007. PhD thesis, University of St. Andrews, Escócia.

FELIX, F. Organization and social structure of the coastal bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf de Guayaquil, Ecuador. **Aquatic Mammals**, v. 23, p. 1-6, 1997.

FORCADA, J. et al. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. **Marine Ecology Progress Series**, v. 275, p. 275-287, 2004.

FORTUNA, C.M. **Ecology and conservation of botlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-eastern Adriatic Sea**. 2006. PhD thesis, University of St. Andrews, Scotland.



FOSSI, M.C. et al. First detection of CYP1A1 and CYP2B induction in Mediterranean cetacean skin biopsies and cultured fibroblasts by Western blot analysis. **Marine Environmental Research**, v. 66, p. 3-6, 2008.

FRUET, P. **Abundância, mortalidade em atividades pesqueiras e viabilidade da população de botos (*Tursiops truncatus*) do estuário da lagoa dos patos, RS, Brasil**. 2008. 192 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

FRUET, P. et al. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological association of the United Kingdom**, on line, 2010.

FRUET, P. et al. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implication for conservation. **Zoologia**, v. 28, p. 23-30, 2011.

GASPAR, R. **Status of the resident bottlenose dolphin population in the Sado estuary: past, present and future**. 2003. Tese de Doutorado, University of St. Andrews.

GIBSON, Q.A.; MANN, J. The size, composition and function of wild bottlenose dolphin (*Tursiops sp.*) mother-calf groups in Shark Bay, Australia. **Animal Behaviour**, v. 76, p. 389-405, 2008a.

GIBSON, Q.A.; MANN, J. Early social development in wild bottlenose dolphins: sex differences, individual variation and maternal influence. **Animal Behaviour**, v. 76, p. 375-387, 2008b.

GORMLEY, A.M.; DAWAON, S.M.; SLOOTEN, E.; BRÄGER, S. 2005. Capture-recapture estimates of Hector's dolphin abundance at Banks Peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 21, p. 204-21.

GRUBER, J.A. **Ecology of Atlantic bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pass Cavallo area of Matagorda Bay, Texas**. 1981. Dissertação de Mestrado, Texas A&M University.

GUBBINS, C. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the South Caroline Estuary. **Aquatic Mammals**, v. 83, p. 178-187, 2002.

HAASE, P.A.; SCHNEIDER, K. Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand-preliminary findings. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, p. 675-680, 2001.

HARZEN, S. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. **Aquatic Mammals**, v. 24, p. 117-128, 1998.

HASTIE, G.D.; WILSON, B.; WILSON, L.J.; PARSONS, K.M.; THOMPSON, P.M. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, v. 144, p. 397-403. 2004.

HERZING, D.L.; JONHSON, C.M. Interspecific interaction between Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bahamas, 1985-1995. **Aquatic Mammals**, v. 23, p. 85-99, 1997.

HOELZEL, A.R.; POTTER, C.W.; BEST, P.B. Genetic differentiation between parapatric 'nearshore' and 'offshore' populations of the bottlenose dolphin. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 265, p. 1177-1183, 1998.

HOYT, E. **Whale Watching: Worldwide tourism numbers, expenditures and expanding socioeconomic benefits**. Yarmouth Port: International Fund for Animal Welfare, 2001. 158 p.

IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil**. Plano de Ação. Brasília, 2001. 102 p.

IBGE. **Dado disponibilizado em**: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. 2005.

INGRAM, S.N. **The ecology and conservation of bottlenose dolphins in the Shannon estuary, Ireland**. 2000. PhD thesis, University College Cork, Ireland.

INGRAM, S.N.; ROGAN, E. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 247-255, 2002.

IRVINE, A.B.; WELLS, R.S. Results of attempts to tag Atlantic bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Cetology**, v. 13, p. 1-5, 1972.

IRVINE, A.B. et al. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. **Fishery Bulletin**, v. 79, p. 671-688, 1981.

IUCN. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. Version 3.0. IUCN **Species Survival Commission**. IUCN, Gland and Cambridge, 2003.

IUCN. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1. **Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee in March 2010**. <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>. 2010.

JANIK, V.M. Food-Related Bray Calls in Wild Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 267, p. 923-927, 2000.

JANIK, V.M. Whistle Matching in Wild Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). **Science**, v. 289, p. 1355, 2000.

KERR, K.A.; DEFRAN, R.H.; CAMPBELL, G.S. Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Drowned Cayes, Belize: Group Size, Site Fidelity and Abundance. **Caribbean Journal of Science**, v. 41, p. 172-177, 2005.

KRÜTZEN, M. et al. Contrasting Relatedness Patterns in Bottlenose Dolphins (*Tursiops sp.*) with Different Alliance Strategies. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 270, p. 497-502, 2003.

KRÜTZEN, M. et al. 'O father: where art thou?'- Paternity assessment in an open fission–fusion society of wild bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.) in Shark Bay, Western Australia. **Molecular Ecology**, v. 13, p. 1975-1990, 2004.

KRÜTZEN, M. et al. Cultural Transmission of Tool Use in Bottlenose Dolphins. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, p. 8939-8943, 2005.

LAPORTA, P. **Abundância, distribuição e uso de habitat do boto, *Tursiops truncatus*, em Cabo Polonio e La Coronilla, Rocha, Uruguai**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.

LEATHERWOOD, S. et al. **Whales, dolphins, and porpoises of the Eastern North Pacific and adjacent Arctic waters: a guide to their identification**. New York: Dover Publications, 1988. 256 p.

LEHNER, P.N. **Handbook of ethological methods**. Cambridge: University Press, 1996. 672 p.

LODI, L. et al. Movements of the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 205-209, 2008.

LUKOSCHEK, V.; CHILVERS, B.L. A robust baseline for bottlenose dolphin abundance in coastal Moreton Bay: a large carnivore living in a region of escalating anthropogenic impacts. **Wildlife Research**, v. 35, p. 593-605, 2008.

LUSSEAU, D. et al. The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations: Can geographic isolation explain this unique trait? **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 54, p. 396-405, 2003.

LUSSEAU, D. et al. Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 14-24, 2006.

LUSSEAU, D. Evidence for social role in a dolphin social network. **Evolutionary Ecology**, v. 21, p. 357-366, 2007.

LUSSEAU, D.; WHITEHEAD, H.; GERO, S. Incorporating uncertainty into the study of animal social networks. **Animal Behaviour**, v. 75, p. 1809-1815, 2008.

LUSSEAU, D.; CONRADT, L. The emergence of unshared consensus decisions in bottlenose dolphins. *Behav.* **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 63, p. 1067-1077, 2009.

MACKINNON, K.C. 2007. Social beginnings: the tapestry of infant and adult interactions. In: CAMPBELL, C. J.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; PANGER, M.; BEARDER, S. K. **Primates in Perspective**. Oxford: Oxford University Press. p. 571-591.

MANN, J. et al. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. **Behavioral Ecology**, v. 11, p. 210-219, 2000.

MANN, J.; SARGEANT, B. Like mother, like calf: the ontogeny of foraging traditions in wild Indian Ocean bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). In: FRAGASZY, D.; PERRY, S. (Eds.). **The biology of traditions: models and evidence**. Cambridge University Press, 2003. p. 236-266.

MARINO, L. et al. Cetaceans Have Complex Brains for Complex Cognition. **PLoS Biology**, v. 5, p. 966-972, 2007.

McBRIDE, A.F.; HEBB, D.O. Behavior of the captive bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. **Journal of Comparative & Physiological Psychology**, v. 41, p. 111-123, 1948.

MEAD, J.G.; POTTER, C.W. **Recognising two populations of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* off the Atlantic coast of North America: Morphological and ecological considerations**. IBI Reports No. 5, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, USA, 1995.

MEURER, A.Z.; NETTO, S.A. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna estuarine system (South Brazil). **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 11, p. 53-62, 2007.

MMA - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. In: MAURY, C.M. (Ed.). Brasília: Centro de Informação e Documentação Luis Eduardo Magalhães, 2002. 404 p.

MÖLLER, L.M. et al. Alliance Membership and Kinship in Wild Male Bottlenose Dolphins (*Tursiops aduncus*) of Southeastern Australia. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 268, p. 1941-1947, 2001.

MÖLLER, L.M. et al. Association patterns and kinship in female Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) of southeastern Australia. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 61, p. 109-117, 2006.

MÖLLER, L.M.; BEHEREGARAY, L.B. Coastal bottlenose dolphins from southeastern Australia are *Tursiops aduncus* according to sequences of the mitochondrial DNA control region. **Marine Mammal Science**, v. 17, p. 249-263, 2001.

PARSONS, K.M. et al. Kinship as a basis for alliance formation between male bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Bahamas. **Animal Behaviour**, v. 66, p. 185-194, 2003.

PATTERSON, I.A.P. et al. Evidence for Infanticide in Bottlenose Dolphins: An Explanation for Violent Interactions with Harbour Porpoises? **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 265, p. 1167-1170, 1998.

PERRIN, W.F.; REILLY, S.B. Reproductive parameters of dolphins and small whales of the family Delphinidae. **Report of the International Whaling Commission**, v. 6, p. 97-133, 1984.

PETERSON, D.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P.C. Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 51, p. 469-475, 2008.

PRYOR, K. et al. A dolphin-human fishing cooperative in Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 6, n. 1, p. 77-82, 1990.

QUÉROUIL, S. et al. High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. **Conservation Genetics**, v. 8, p. 1405-1419, 2007.

READ, A.J. Abundance of Bottlenose dolphins in the Bays, Sounds and Estuaries of North Carolina. **Marine Mammal Science**, v. 19, p. 59-73, 2003.

REEVES, R.R. et al. **Dolphins, whales and porpoises**. 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, 2003.

REISINGER, R.R.; KARCZMARSKI, L. Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 1, p. 86-97, 2010.

ROSS, H.M.; WILSON, B. Violent Interactions between Bottlenose Dolphins and Harbour Porpoises. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 263, p. 283-286, 1996.

SANDELL, M. The mating tactics and spacing behaviour of solitary carnivores. In: GITTLEMAN, J.L. (Ed.). **Carnivore behaviour, ecology and evolution**. New York: Cornell University Press, 1989. p. 164-182.

SCHENEIDER, K. **Behaviour and ecology of bottlenose dolphins in Doubtful Sound, Fiordland, New Zeland**. 1999. PhD Thesis, University of Otago, Dunedin.

SCHROEDER, J.P. Breeding bottlenose dolphins in captivity. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 435-446.

SCHWARZ, C.J.; ARNASON, A.N. A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. **Biometrics**, v. 52, p. 860-873, 1996.

SCOTT, E.M. et al. Aggression in bottlenose dolphins: evidence for sexual coercion, male-male competition, and female tolerance through analysis of tooth-rake marks and behaviour. **Behaviour**, v. 142, p. 21-44, 2005.

SHANE, S.H. Occurrence, movements and distribution of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Southern Texas. **Fishery Bulletin**, v. 78, p. 593-601, 1980.

SHANE, S.H. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. P. 369-386.

SHANE, S. Residence patterns, group characteristics, and association patterns of bottlenose dolphins near Sanibel Island, Florida. **Gulf Mexico Science**, v. 1, p. 1-12, 2004.

SILVA, M.A. et al. Ranging patterns of bottlenose dolphin living in oceanic waters: implications for population structure. **Marine Biology**, v. 156, p. 179-192, 2008.

SILVA, M.A. et al. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 392, p. 263-276, 2009.

SIMÕES-LOPES, P.C. Interaction of coastal populations of *Tursiops truncatus* with the mullet artisanal fisheries in Southern Brazil. **Biotemas**, v. 4, p. 83-84, 1991.

SIMÕES-LOPES, P.C.; PAULA, G.S.; XAVIER, F.M.; SCARAMELO, A.C. First case of lobomycosis in bottlenose dolphin on Southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 9, p. 329-331, 1993.

SIMÕES-LOPES, P.C.; XIMENEZ, A. Annotated list of the cetaceans of Santa Catarina coastal waters, southern Brazil. **Biotemas**, v. 6, p. 67-92, 1993.

SIMÕES-LOPES, P.C. **Ecologia comportamental do delfim, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), durante as interações com a pesca artesanal de tainhas (*Mugil sp.*) no Sul do Brasil**. 1995. Tese de Doutorado (Pós-Graduação Biociências, PUC-RS), Porto Alegre.

SIMÕES-LOPES, P.C.; FABIAN, M.E.; MENEGHETI, J.O. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, p. 709-726, 1998.

SIMÕES-LOPES, P.C.; FABIAN, M.E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 1017-1024, 1999.

SIMÕES-LOPES, P.C. **O Luar do Delfim: A maravilhosa aventura da história natural**. Joinville: Editora Letradágua, 2005. 304p.

SIMÕES-LOPES, P.C.; DAURA-JORGE, F.G. **Os parceiros da sobrevivência**. Florianópolis: Editora Insular, 2008. 47p.

SMALL, R.J.; DEMASTER, D.P. Survival of five species of captive marine mammals. **Marine Mammal Science**, v. 11, n. 2, p. 209-226, 1995.

SMOLKER, R.A. et al. Sex differences in patterns of association among Indian Ocean bottlenose dolphin. **Behaviour**, v. 123, p. 38-69, 1992.

STOLEN, M.K.; BARLOW, J. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon System, Florida, USA. **Marine Mammal Science**, v. 19, p. 630-649, 2003.

SUTHERLAND, W.J. **The Conservation Handbook: research, management and policy**. United Kingdom: Blackwell Science, 2004. 278 p.

TAVOLGA, M.C. Behavior of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): social interactions in a captive colony. In: NORRIS, K. (Ed.). **Whales, dolphins and porpoises**. Berkeley: University of California Press, 1966. p. 718-730.

TAYLOR, B.L.; GERRODETTE, T. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. **Conservation Biology**, v. 7, p. 489-500, 1993.

THOMPSON, P.M.; HAMMOND, P.S. The use of photography to monitor dermal disease in wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Ambio**, v. 2, p. 135-137, 1992.

URIAN, K.W. et al. Seasonality of reproduction in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Journal of Mammalogy**, v. 77, p. 394-403, 1996.

VIEIRA, J. P.; SCALABRIN, C. Migração reprodutiva da “Tainha” (*Mugil platanus* Günter, 1980) no sul do Brasil. **Atlântica**, v.13, p.131-141, 1991.

WADE, P.R.; ANGLISS, R. **Guidelines for assessing marine mammal stocks: report of the GAMMS workshop**. April 3–5, 1996, Seattle, WA. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo, NMFS-OPR-12, 1997. 93 p.

WANG, J.Y.; CHOU, L.S.; WHITE, B.N. Mitochondrial DNA analysis of sympatric morphotypes of bottlenose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. **Molecular Ecology**, v. 8, p. 1603-1612, 2000.

WARING, G.T. et al. U.S. **Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2006**. US Dep Commer, NOAA Tech Memo NMFS-NE-201, 2007. 378 p.

WATSON-CAPPS, J.J.; MANN, J. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. **Biological Conservation**, v. 124, p. 519-526, 2005.

WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C. An aggressive interaction between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) in southern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 30, n. 3, p. 391-397, 2004.

WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; ROSSI-SANTOS, M.R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Notas sobre a distribuição, tamanho de grupo e comportamento do golfinho *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 225-229, 2008.

WELLS, R.S. **Population structure of bottlenose dolphins: behaviour studies of bottlenose dolphins along the central west coast of Florida**. Contract Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, 1986. 70 p.

WELLS, R.; SCOTT, M.D.; IRVINE, A.B. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: GENOWAYS, H.H. (Ed.). **Current Mammology**. NewYork: Plenum Press, 1987. p. 247-305.

WELLS, R.; SCOTT, M.D. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. **Report of the International Whaling Commission** (Special Issue 12), p. 407-415, 1990.

WELLS, R.S. The role of long term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: PRYOR, K.; NORRIS, K.S. (Eds.). **Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles**. Berkeley: University of California Press, 1991. p. 199-225.

WELLS, R.; SCOTT, M.D. Bottlenose dolphin - *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: RIDGWAY, S.H.; HARRISON, S.R. (Eds.). **Handbook of Marine Mammals 6: The second book of dolphins and porpoises**, 1999. p. 137-182.

WELLS, R.S. et al. Long distance offshore movements of bottlenose dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 15, p. 1098-1114, 1999.

WILLIAMS, B.K.; NICHOLS, J.D.; CONROY, M.J. **Analysis and management of animal populations**. London: Academic Press. 2002. 827p.

WILLIAMS, J.A.; DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, p. 2080-2088, 1993.

WILSON, B. **The ecology of the bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the northern extreme of the species' range**. 1995. 201 f. Tese de Doutorado, University of Aberdeen.

WILSON, B.; THOMPSON, P.M.; HAMMOND, P.S. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, p. 1365-1374, 1997.

WILSON, B.; HAMMOND, P.S.; THOMPSON, P.M. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. **Ecological Applications**, v. 9, p. 288-300, 1999.

WILSON, B. et al. Changing occurrence of epidermal lesions in wild bottlenose dolphins. **Marine Ecology Progress Series**, v. 205, p. 283-290, 2000.

WÜRSIG, B. Occurrence and group organisation of Atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in an Argentine Bay. **The Biological Bulletin**, v. 154, p. 348-359, 1978.

WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. Behaviour and Ecology of the Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. **Fishery Bulletin**, v. 77, n. 2, p. 399-412, 1979.



WÜRSIG, B.; HARRIS, G. Site and association fidelity in bottlenose dolphins off Argentina. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R.R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 361-365.

WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T.A. Methods of photo-identification for small cetaceans. **Report of the International Whaling Commission** (Special Issue 12), 1990.

ZOLMAN, E.S. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River Estuary, Charleston County, South Carolina, USA. **Marine Mammal Science**, v. 18, p. 879-892, 2002.

## ANEXOS

# Lobomycosis-like disease in wild bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* of Laguna, southern Brazil: monitoring of a progressive case

Fábio G. Daura-Jorge<sup>1,2,\*</sup>, Paulo C. Simões-Lopes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 88040-900, Brazil

<sup>2</sup>Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil

**ABSTRACT:** Lobomycosis is a chronic dermal infection affecting humans and small cetaceans. In 1993, a study identified the presence of the etiologic agent of lobomycosis in a resident population of *Tursiops truncatus* (bottlenose dolphin) in Laguna, Brazil. Until now, no additional information relating to the persistence or prevalence of this pathogen in this population has been available. Numbering less than 60 animals, the residency of these dolphins in an impacted lagoon system has raised concerns about the health and viability of this small population. Using photo-identification data collected between September 2007 and September 2009, this study evaluated the occurrence of lobomycosis-like disease (LLD) throughout this population. Of 47 adult dolphins and 10 calves identified, 7 (12%) presented some form of epidermal lesion and 5 (9%) had evidence of LLD. The lesions were stable in all but 2 cases, in which a progressive development was recorded in a presumed adult female and her calf (referred to here as the LLD pair). During the first few months of observation, the lesion grew slowly and at a constant rate on the adult. However, in the fourteenth month, the growth rate increased rapidly and the first lesions appeared on the calf. Compared to the rest of the population, the LLD pair also presented a different spatial ranging pattern, suggesting a possible social or geographic factor. Current and previous records of LLD or lobomycosis indicate that the disease is endemic in this population. These findings highlight the importance of monitoring both the health of these cetaceans and the quality of their habitat.

**KEY WORDS:** *Tursiops truncatus* · Lobomycosis · Progressive case · Skin diseases · Pathologies

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

## INTRODUCTION

Epidermal lesions have been reported in several cetacean species and can be caused by viruses, bacteria, protozoans or fungi (Wilson et al. 1997, Van Bresseem et al. 2008). In recent years, the incidence of lesions caused by skin diseases has increased, possibly due to the raised exposure of some populations to environmental stressors of both natural and anthropogenic origin (Wilson et al. 1999, Reif et al. 2006, Van Bresseem et al. 2009).

Lobomycosis (lacaziosis), a chronic dermal infection caused by the fungus *Lacazia loboi* (Taborda et al. 1999) (syn. *Loboa loboi*; Caldwell et al. 1975), stands

out as a frequently reported skin disease in small cetaceans in some tropical and subtropical regions. The infection process is still unknown, but a local trauma can be the gateway for the etiologic agent (Rodriguez-Toro 1993, Dierauf & Gulland 2001). In Delphinidae, cases of lobomycosis appear to be significantly associated with disorders of the adaptive immune system, which may be related to chronic exposure to chemical and biological pollutants (Reif et al. 2009). Additionally, specific salinity and water temperature conditions seem to influence the infection process (Reif et al. 2006). Lobomycosis lesions are usually found throughout the body surface as cutaneous nodules or rashes of more than 30 cm in diameter. These

\*Email: daurajorge@yahoo.com.br

Paulo César Simões-Lopes  
Fábio Gonçalves Daura-Jorge

## Os Parceiros da Sobrevivência

*A interação entre botos e  
pescadores no sul do Brasil*

Elaborado por:



Patrocínio



Revisão de texto:

Maria Tereza de Queiroz Piacentini  
[www.linguabrasil.com.br](http://www.linguabrasil.com.br)

Editoração:

Consenso Editora Gráfica

Impressão:

Gráfica Rocha

### Ficha Catalográfica

S593p Simões-Lopes, Paulo César

Os Parceiros da sobrevivência: a interação entre botos e pescadores no sul do Brasil / Paulo César Simões-Lopes, Fábio Gonçalves Daura-Jorge – Florianópolis (SC): Insular, 2008.

52 p. il.

Inclui bibliografia.

1. Pesca – Sul do Brasil. 2. Peixe – Brasil. 3. Recursos Marinhos. 4. Conservação Marítima – Sul do Brasil. I. Autor. II. Daura-Jorge, Fábio Gonçalves.

CDD 22ª ed. – 639.209 816

Catalogado na fonte por Lidvani Mangrich dos Passos – CRB14/697 – ACB439.

**EDITORIA INSULAR LTDA.**

Rodovia João Paulo, 226 – CEP 88030-300 – Florianópolis/SC

Fone/fax: 48-3334-2729 – 3232-9591 • [editoria@insular.com.br](mailto:editoria@insular.com.br) – [www.insular.com.br](http://www.insular.com.br)

Filiada à CCL – Câmara Catarinense do Livro e ao Snel – Sindicato Nacional dos Editores de Livros